

**Ústřední kontrolní a zkušební ústav
zemědělský**

Odbor agrochemie, půdy a výživy rostlin

BULLETIN

Odboru agrochemie, půdy a výživy rostlin

Ročník XI., číslo 3 / 2003

Brno 2003

Ve třetím čísle XI. ročníku bulletinu odboru agrochemie, půdy a výživy rostlin je jako první uveden příspěvek, ve kterém je hodnocen vliv záplav v roce 2002 na změny agrochemických vlastností zaplavených zemědělských půd v Ústeckém kraji, včetně vlivu na obsah rizikových prvků a rizikových látek v těchto půdách. Další tři příspěvky rovněž souvisí s touto problematikou, jednak z hlediska metodologického, případně mohou napomoci i k lepšímu pochopení uváděných výsledků. Další dva příspěvky se zabývají využitím výsledků sledování bazálního monitoringu zemědělských půd, v prvním případě jde o sledování a porovnání obsahu mikroprvků v desetileté periodě, v druhém o využití monitoringu půd pro bilancování živin. V posledním článku jsou na příkladu orných půd v kraji Vysočina uvedeny negativní důsledky nízké úrovně vápnění.

Obsah

ING. EVA ZELENKOVÁ, ING. PETR KŇÁKAL _____ <i>ÚKZÚZ, oddělení APVR, Liberec</i>	4
<i>Hodnocení zemědělských půd Ústeckého kraje po záplavě v srpnu v roce 2002</i>	
INGO HAAG, ULRICH KERN, BERNHARD WESTRICH _____ <i>Se souhlasem autorů přeložil Ing. Jan Šnejd, ÚKZÚZ, oddělení APVR, Planá nad L.</i>	22
<i>Kombinované hodnocení vodních sedimentů: měření erosního rizika a kvality sedimentů v závislosti na hloubce</i>	
MGR. POLÁKOVÁ ŠÁRKA, ING. KAREL PROVAZNÍK, ING. PAVLA TIEFFOVÁ ____ <i>ÚKZÚZ, OAPVR, LO, Brno</i>	38
<i>DDT a jeho metabolity v zemědělských půdách České republiky</i>	
VLASTA STEFANIDESOVÁ, KATARINA RAPOŠOVÁ _____ <i>VŠB, Technická univerzita Ostrava</i>	45
<i>Posouzení statické a dynamické metody vyluhování rtuti z kontaminované půdy a říčního sedimentu</i>	
ING. LENKA RIGEROVÁ _____ <i>ÚKZÚZ, odbor APVR, Brno</i>	63
<i>Výsledky sledování obsahu mikroelementů z bazálního monitoringu zemědělských půd v letech 1992 - 2001</i>	
ING. VLADIMÍR KLEMENT, CSc. _____ <i>ÚKZÚZ, oddělení APVR, Havlíčkův Brod</i>	73
<i>Bilance živin na plochách bazálního monitoringu půd</i>	
ING. KAREL BERÁNEK _____ <i>ÚKZÚZ, oddělení APVR, Havlíčkův Brod</i>	84
<i>Vývoj kyselosti orné půdy v kraji Vysočina</i>	

Hodnocení zemědělských půd Ústeckého kraje po záplavě v srpnu v roce 2002

Ing. Eva Zelenková, Ing. Petr Kňákal, ÚKZÚZ, OAPVR Liberec

Půdní vzorky ze zaplavených zemědělských ploch odebrali pracovníci ÚKZÚZ, regionální pracoviště Liberec. Při výběru pozemků byl brán zřetel na požadavky Okresních úřadů, referátů životního prostředí, zemědělské agentury MZe i zemědělců. Byly upřednostněny ty plochy, u nichž byly obsahy rizikových prvků stanoveny již v roce 1990 - 1996 v rámci agrotechnického zkoušení zemědělských půd (AZZP). To umožňuje kromě porovnání současného stavu s maximálně přípustnými hodnotami, podle vyhlášky č.13/1994 Sb., i srovnání s obsahy zjištěnými v těchto letech. Půdní reakce a obsahy přístupných živin byly vyhodnoceny podle platných kritérií ÚKZÚZ podle vyhlášky č.275/1998 Sb.ve znění vyhlášky č.477/2000Sb. zákona č.156/1998 Sb.,ve znění zákona č.308/2000 Sb..

Odběrová plocha pro směsný vzorek byla cca 3 ha. Jeden směsný vzorek byl tvořen z minimálně 30 vpichů sondovací tyčí běžně používanou při AZZP s hloubkou odběru 30 cm. Hmotnost čerstvého vzorku byla cca 0,5 kg.

U všech vzorků byly stanoveny tyto agrochemické vlastnosti: půdní reakce (pH/CaCl_2), přístupné živiny podle Mehlicha III (fosfor, draslík, hořčík, vápník), obsah rizikových prvků rozkladem v 2M HNO_3 a v lučavce královské (As-arzen, Be-beryl, Cd-kadmium, Co-kobalt, Cr-chrom, Cu-měď, Mo-molybden, Ni-nikl, Pb-olovo, V-vanad, Zn-zinek, Hg-rtuť). Dále obsah nepolárních extrahovatelných látek (NEL) a obsah adsorbovatelných chlorovaných uhlovodíků (AOX), to vše v mg.kg^{-1} suchého vzorku.

U vybraných vzorků byly dále stanoveny obsahy polychlorovaných bifenylových (PCB – suma 7 kongenerů) a obsahy organických chlorovaných pesticidů (HCB, HCH, DDT), a to v $\mu\text{g.kg}^{-1}$ suchého vzorku.

K hodnocení výsledků rizikových prvků je třeba uvést následující informace:

Nivní půdy a pozemky v zaplavených územích obecně mívají vyšší obsah rizikových prvků ve srovnání s jinými pozemky. Příčinou je opakované zaplavování pozemků a ukládání materiálů často jemnější jílové frakce. Tyto jílové minerály s vysokou sorpční schopností poutají různé látky, a to jak přírodního, tak i antropogenního původu.

Dále uvedené půdy často obsahují vysoký podíl písčité frakce (rovněž říční naplaveniny), které půdy řadí do kategorie lehkých půd. Pro lehké půdy jsou ve vyhlášce stanoveny mnohem přísnější limitní hodnoty než pro půdy ostatní. Důvodem je větší mobilita rizikových prvků, a tím i jejich snadnější přechod do rostlin než je tomu u půd zrnitostně těžších (kategorie půd středních a těžkých).

Z těchto důvodů dochází, a docházelo i před povodněmi, k častějšímu překročení limitů u pozemků v záplavových oblastech než u pozemků jiných.

Je třeba také upozornit na nutnost poněkud odlišného posuzování překračování limitních hodnot u obsahu arsenu. Limit u tohoto prvku byl stanoven na základě výrazně menšího množství provedených analýz (použitých při stanovení přirozených pozadových hodnot) než u ostatních prvků. Limit arsenu tak bývá častěji překračován než limit jiných prvků a mírné překročení limitu arsenu lze proto považovat za méně závažné. K tomu přistupuje i velmi malé riziko přechodu arsenu do rostlin přes kořeny.

Analýzami zjištěné hodnoty jsou uvedeny v laboratorních protokolech a sumarizovány v jednotlivých tabulkách.

Okres LITOMĚŘICE

V první fázi bylo 27.8.2002, po částečném opadnutí záplavové vody, odebráno 7 vzorků na pozemcích obhospodařovaných podnikem Agrokomplex Ohře Bohušovice, z toho jeden pouze z naplaveného sedimentu v katastru Mlékojedy.

V druhé fázi se odběr uskutečnil 26. – 27.9.2002 na pozicích zaplavených kolem toku řeky Labe. V této fázi bylo odebráno 22 vzorků a jeden vzorek sedimentu v katastru České Kopisty.

U všech vzorků byly stanoveny tyto agrochemické vlastnosti: půdní reakce, přístupné živiny, obsah rizikových prvků, obsah nepolárních extrahovatelných látek (NEL) a obsah adsorbovatelných chlorovaných uhlovodíků (AOX), to vše v mg.kg^{-1} suchého vzorku.

U vybraných vzorků byly dále stanoveny obsahy polychlorovaných bifenyly (PCB – suma 7 kongenerů) a obsahy organických chlorovaných pesticidů (HCB, HCH, DDT), a to v $\mu\text{g.kg}^{-1}$ suchého vzorku.

Zhodnocení výsledků

Půdní reakce u odebraných vzorků je většinou neutrální až alkalická. Pouze u dvou vzorků (Nučnický a Lovosice) je reakce slabě kyselá. V sedimentech je reakce neutrální. Tomu odpovídá i **obsah vápníku (Ca)**, vesměs dobrý až vysoký. Tyto hodnoty jsou v tomto okrese naprosto běžné. **Obsah přístupného fosforu (P)** je převážně dobrý až vysoký. Nízký až vyhovující obsah byl zjištěn na pozemcích v Nových Kopistech a Malých Žernosekách. V sedimentu z Mlékojed byl obsah fosforu vysoký, ale odpovídal hodnotám naměřeným na okolních pozemcích. V sedimentu z Českých Kopist byl obsah fosforu nízký na rozdíl od vysoké hodnoty na poli. **Obsah přístupného draslíku (K)** byl stanoven většinou v kategoriích vyhovující, dobrý a vysoký. Nízký obsah byl stanoven pouze opět v Malých Žernosekách. V sedimentech byl obsah vyhovující a nízký. **Obsah přístupného hořčíku (Mg)** byl stanoven podobně jako u draslíku. Nízký obsah byl na pozemcích v lokalitách Záluží a Chodouny. V sedimentech byl obsah hořčíku dobrý a nízký.

Zjištěné obsahy základních přístupných živin, hodnocených podle kritérií AZPP, jsou v daných lokalitách běžné a vliv záplav není patrný.

Obsah nepolárních extrahovatelných látek (NEL) byl nízký a ani v jednom případě nebyla překročena maximálně přípustná hodnota podle vyhlášky č.13/1994 Sb..

Obsah adsorbovatelných chlorovaných uhlovodíků (AOX) je těžké kvalifikovaně vyhodnotit, neboť neexistují limitní hodnoty. Podle dosavadních zkušeností z některých sledování a podle pozadových hodnot lze tvrdit, že ani tyto obsahy nebyly překročeny a půdy nebyly kontaminovány persistentními organickými látkami. I v povodňových sedimentech byly obsahy poměrně nízké vzhledem k hodnotám zjištěným na pozemcích.

Obsah rizikových prvků byl rovněž hodnocen podle vyhlášky č.13/1994 Sb. Při analýze půd 2M HNO₃ byly překročeny limitní hodnoty těchto prvků:

Arsen byl překročen v lokalitách Židovice a Lovosice. V Českých Kopistech a Velkých Žernosekách se k arzeniu přiřadilo ještě kadmium a zinek. Jedná se o mírné překročení přísného limitu pro lehké půdy. Limit pro obsah chrómu byl překročen v Želeticích a Mlékojedech. Je to způsobeno pravděpodobně vlivem koželužských kalů z nedaleké, povodněmi zasažené koželužny. Zároveň došlo zřejmě k předcházejícímu zaplavení těmito kaly, možná je i aplikace kalů z koželužny. V půdních podmínkách se vyskytuje v naprosté většině trojmocný chróm, který je na rozdíl od šestimocného chrómu pevně poután v půdě, a proto je velmi malé riziko přenosu do rostlin. Limit pro obsah mědi byl překročen ve Vědomicích, zřejmě z častého používání měďnatých přípravků na ochranu rostlin ve chmelnicích.

Při analýze půd lučavkou královskou byl překročen limitní obsah mědi ve Vědomicích a kadmia v Českých Kopistech a Velkých Žernosekách ze stejných důvodů.

Obsah polychlorovaných bifenyků (PCB) byl stanoven u 16 vzorků. Běžně se stanovuje 6 kongenerů, v našem případě bylo stanoveno kongenerů 7. Zvýšení bylo zaznamenáno ve dvou případech. Současný limit je 10 $\mu \cdot \text{kg}^{-1}$. Na pozemku v lokalitě Židovic byla zjištěna hodnota 99,2 $\mu \cdot \text{kg}^{-1}$ a na pozemku v lokalitě Malé Žernoseky 31,7 $\mu \cdot \text{kg}^{-1}$. Průměrné obsahy v ornici zemědělských půd ČR se pohybují kolem 4 až 5 $\mu \cdot \text{kg}^{-1}$. Ve dvou vzorcích sedimentu zvýšený obsah PCB zjištěn nebyl.

Obsahy organických chlorovaných pesticidů (HCB, HCH, DDT): Legislativně daná limitní hodnota pro obsah HCB (hexachlorbenzen) a HCH (hexachlorcyklohexan) je 100 $\mu \cdot \text{kg}^{-1}$. Všechny naměřené hodnoty této výše nedosahují ani vzdáleně. Limitní hodnota pro obsah DDT (dichlordifenyltrichlorethan) je rovněž 100 $\mu \cdot \text{kg}^{-1}$. Zjištěné obsahy DDT jsou překročeny v šesti případech. Téměř pětinašobně v lokalitě Nučnický, čtyřnásobně v jedné lokalitě v Mlékojedech, trojnásobně v lokalitě Židovice, České Kopisty a Mlékojedy a ještě

nepatrně v další lokalitě Mlékojed. V povodňovém sedimentu odebraném v Mlékojedech a Českých Kopistech nadlimitní obsah DDT zjištěn nebyl. Tyto látky se nesmí používat již od roku 1974. Pravděpodobnost, že by ke kontaminaci došlo touto záplavou je podstatně menší, než to, že se jedná o starou zátěž z dřívějšího používání hlavně na zelinářských plochách.

Okres ÚSTÍ NAD LABEM

V tomto okrese byly 26.9.2002 odebrány pouze dva půdní vzorky na zemědělské půdě, neboť záplava se dotkla převážně pozemků komunálních. Vzorky byly odebrány v lokalitě Velké Březno. První vzorek je z louky v blízkosti soutoku Olešnického potoka s Labem a druhý v zahrádkářské kolonii mezi silnicí a řekou Labe.

Zhodnocení výsledků:

Půdní reakce u odebraných vzorků je slabě kyselá a neutrální. Tomu odpovídá i **obsah vápníku** (Ca), který je dobrý a vysoký. **Obsah přístupného fosforu (P)** je vysoký a velmi vysoký. **Obsah přístupného draslíku (K)** byl stanoven jako dobrý a velmi vysoký. **Obsah přístupného hořčíku (Mg)** byl stanoven jako vyhovující a velmi vysoký.

Zjištěné obsahy základních přístupných živin, hodnocených podle kritérií AZPP, jsou v daných lokalitách běžné a vliv záplav není zřejmý.

Obsah nepolárních extrahovatelných látek (NEL) byl nízký a ani v jednom případě nebyla překročena maximálně přípustná hodnota podle vyhlášky č.13/1994 Sb..

Obsah adsorbovatelných chlorovaných uhlovodíků (AOX), jak již bylo uvedeno, je těžké kvalifikovaně vyhodnotit, neboť neexistují limitní hodnoty. Podle dosavadních zkušeností z některých sledování a podle požadových hodnot lze tvrdit, že ani tyto obsahy nebyly překročeny a půdy nebyly kontaminovány persistentními organickými látkami.

Obsah rizikových prvků byl rovněž hodnocen podle vyhlášky č.13/1994 Sb. Při analýze půd 2M HNO₃ byly překročeny limitní hodnoty těchto prvků:

U obou vzorků ve Velkém Březně byly překročeny limitní hodnoty pro obsah arzenu, kadmia, zinku, u druhého vzorku i u mědi a niklu. Pravděpodobně se jedná o starou zátěž z nedalekých kovohutí v Povrlech, buď ze skládkové činnosti nebo imisemi, či obojím.

Při analýze půd lučavkou královskou byl překročen limit obsah kadmia, mědi a zinku u druhého vzorku ze stejného důvodu.

Obsahy polychlorovaných bifenylů (PCB) byl stanoven u obou vzorků. Běžně se stanovuje 6 kongenerů, v našem případě bylo stanoveno kongenerů 7. Mírné zvýšení bylo zaznamenáno u jednoho případu – v zahrádkářské kolonii. Současný limit je 10 $\mu \cdot \text{kg}^{-1}$, naměřená hodnota byly 18,8 $\mu \cdot \text{kg}^{-1}$. PCB jsou mimořádně rezistentní látky, odolné vůči odbourávání a jsou obsaženy ve starších barvách a lacích, dále v hydraulických a transformátorových olejích. Z toho se můžeme domnívat, že zvýšení v této lokalitě je z původní zátěže.

Obsahy organických chlorovaných pesticidů (HCB, HCH, DDT): Legislativně daná limitní hodnota pro obsah HCB (hexachlorbenzen) a HCH (hexachlorcyklohexan) je 100 $\mu \cdot \text{kg}^{-1}$. Všechny naměřené hodnoty této výše nedosahují ani vzdáleně. Limitní hodnota pro obsah DDT (dichlordimetyltrichloretan) je rovněž 100 $\mu \cdot \text{kg}^{-1}$. Zjištěné obsahy DDT jsou vyšší téměř třikrát na obou odběrových místech. Máme za to, že ke kontaminaci touto záplavou nemohlo dojít stejně jako v případě Litoměřicka.

Okres DĚČÍN

V tomto okrese byly 26.9.2002 odebrány pouze tři půdní vzorky na zemědělské půdě, neboť záplava se dotkla převážně pozemků komunálních. Vzorky byly odebrány v lokalitě Těchlovic, Nebočad a Křešic na nivních loukách mezi silnicí, železniční tratí a řekou Labe.

Zhodnocení výsledků:

Půdní reakce u odebraných vzorků je v Těchlovicích slabě kyselá a na dalších dvou místech neutrální. Odpovídá tomu i **obsah vápníku** (Ca), který je dobrý a vysoký.

Obsah přístupného fosforu (P) je velmi vysoký, vysoký a dobrý. **Obsah přístupného draslíku (K)** byl stanoven jako vysoký, vyhovující a nízký. **Obsah přístupného hořčíku (Mg)** byl stanoven jako vyhovující, dobrý a i ve třetím případě vyhovující.

Zjištěné obsahy základních přístupných živin, hodnocených podle kritérií AZZP, jsou v daných lokalitách běžné a vliv záplav není zřejmý.

Obsah nepolárních extrahovatelných látek (NEL) byl u prvního vzorku velmi nízký a u druhého byla překročena maximálně přípustná hodnota podle vyhlášky č.13/1994 Sb. dvojnásobně. Toto překročení není ale nijak katastrofální s přihlédnutím na maximálně přípustné hodnoty např. na Slovensku, kde by tato hodnota nedosáhla limitu. Při povodni na Moravě v roce 1997 byly tyto hodnoty řádově vyšší.

Obsah adsorbovatelných chlorovaných uhlovodíků (AOX) je, jak již bylo řečeno, těžké kvalifikovaně vyhodnotit, neboť neexistují limitní hodnoty. Podle dosavadních zkušeností z některých sledování a podle pozadových hodnot lze tvrdit, že ani tyto obsahy nebyly překročeny a půdy nebyly kontaminovány persistentními organickými látkami.

Obsah rizikových prvků byl rovněž hodnocen podle vyhlášky č.13/1994 Sb. Při analýze půd 2M HNO₃ byly překročeny limitní hodnoty těchto prvků:

Limitní hodnoty obsahu arsenu, kadmia a zinku byly překročeny v lokalitách Nebočady a Křešice. Jedná se o mírné překročení přísného limitu pro lehké půdy.

Při analýze půd lučavkou královskou byl překročen limitní obsah kadmia v Křešicích ze stejného důvodu.

Obsah organických látek stanovován nebyl.

Okres MOST

V tomto okrese byly 26.9.2002 odebrány také pouze tři půdní vzorky na zemědělské půdě, neboť záplava nebyla tak rozsáhlá. Dva vzorky byly odebrány v lokalitě nivních luk potoka Srpiny nedaleko od Sedlece u Obrnic a jeden v lokalitě nivních luk řeky Bíliny u Želenic.

Zhodnocení výsledků:

Půdní reakce u odebraných vzorků je v lokalitě Sedlece alkalická a u Želenic slabě kyselá. **Obsah vápníku** (Ca), je u všech tří vzorků vysoký. **Obsah přístupného fosforu (P)** je nízký a v lokalitě Želenic vyhovující. **Obsah přístupného draslíku (K)** byl stanoven jako vysoký, velmi vysoký a opět vysoký. **Obsah přístupného hořčíku (Mg)** byl ve všech třech případech velmi vysoký.

Zjištěné obsahy základních přístupných živin, hodnocených podle kritérií AZPP, jsou v daných lokalitách běžné, vysoké hodnoty obsahů draslíku i hořčíku jsou způsobeny půdotvorným substrátem v dané oblasti a vliv záplav není zřejmý.

Obsah nepolárních extrahovatelných látek (NEL) byl u prvních dvou vzorků velmi nízký a u třetího vzorku z lokality Želenice byla mírně překročena maximálně přípustná hodnota podle vyhlášky č.13/1994 Sb. Toto překročení ale není nijak výrazné s přihlédnutím na maximálně přípustné hodnoty např. na Slovensku, kde by tato hodnota nedosáhla limitu. Při povodni na Moravě v roce 1997 byly tyto hodnoty řádově vyšší.

Obsah adsorbovatelných chlorovaných uhlovodíků (AOX) je jak již bylo řečeno těžké kvalifikovaně vyhodnotit, neboť neexistují limitní hodnoty. Podle dosavadních zkušeností z některých sledování a podle požadových hodnot lze tvrdit, že ani tyto obsahy nebyly překročeny a půdy nebyly kontaminovány persistentními organickými látkami.

Obsah rizikových prvků byl rovněž hodnocen podle vyhlášky č.13/1994 Sb. Při analýze půd 2M HNO₃ byly překročeny limitní hodnoty těchto prvků:

Limitní hodnoty obsahu arsenu a kobaltu byly překročeny v lokalitách Sedlec a Želenice. Jedná se o mírné překročení limitu kobaltu možným vlivem kovovýroby v Mostě a arsenu zřejmě vlivem těžby a spalování uhlí.

Při analýze půd lučavkou královskou byl překročen limitní obsah kadmia u prvního vzorku ze Sedlece a velmi mírně limit chrómu u druhého vzorku ze Sedlece.

Obsah organických látek stanovován nebyl.

Celkové hodnocení:

Porovnání obsahu rizikových prvků se stavem před záplavou.

Výsledky zjištěné ve vzorcích odebraných po záplavách byly porovnány s registrem rizikových prvků, který je veden ÚKZÚZ. Vzorky obsažené v registru byly odebírány v letech 1990 až 1996. V těchto letech byly staveny stejné prvky jako u „povodňových“ vzorků, u vzorků registru však nebyl stanoven arsen.

Obsahy rizikových prvků jsou uvedeny v tabulce v příloze. Bylo možné porovnat 22 vzorků z celkového množství 37 „povodňových“ vzorků.

Celkově je možné konstatovat, že došlo k mírnému zvýšení obsahu u převážné většiny prvků. Zvýšení je však nevýrazné a nepřináší rizika pro pěstování rostlin. Konkrétně se jedná o zvýšení průměrných hodnot o 15 % u niklu a olova, o 25 % u mědi, kobaltu a vanadu, o 40 % u berylia a zinku a o 85 % u chromu. U kadmia došlo také k mírnému nárůstu průměrné hodnoty, ta je však zkreslena výrazným poklesem obsahu u jednoho vzorku (viz tabulka).

Podstatné je zvýšení hodnot u chromu, které způsobily 3 vzorky z oblasti Mlékojed a Želetic. Pozemky v těchto lokalitách byly zasaženy koželužskými kaly ze zaplavené koželužny v Želeticích nedaleko Litoměřic. Navíc k aplikaci kalů na pozemky docházelo pravděpodobně již v minulosti a pozemek s nejvyšší hodnotou chromu (80 ppm) byl zaplaven těmito kaly zřejmě také při dřívějších menších záplavách.

Naopak k poklesu hodnot došlo u rtuti, a to o 30 %.

Dále bylo možné v lokalitě Židovice (pozorovací plocha monitoringu zemědělských půd, dříve zkušební stanice ÚKZÚZ) porovnat povodňové výsledky s třemi předcházejícími odběry (1992, 1995 a 2001). Výsledky jsou opět uvedeny v příloze.

Porovnání hodnot z této lokality je velmi zajímavé. Z porovnání vyplývá, že rozdíly mezi odběrovým rokem 2001 a 2002 jsou nepatrné, a že k mírnému nárůstu hodnot došlo spíše mezi roky 1992 a 1995.

Několikrát opakovanou kombinací zvýšených obsahů rizikových prvků u jednoho vzorku jsou prvky arsen, kadmium a zinek. Tato trojkombinace se často vyskytuje v lokalitách zamořenými důlními vodami z těžby rud. Nejznámějším příkladem je Kutnohorsko a historická těžba rud v této oblasti. Dnes zde existuje mnoho pozemků s vysokými obsahy těchto prvků. Vzhledem k dávné historii těžby a možnému přenosu látek říčními vodami je velmi pravděpodobná tzv. stará zátěž těmito prvky z těžby kovových rud. Zároveň však není třeba dávat Kutnohorsko a obsah prvků v půdě po letošních povodních do přímé souvislosti.

Závěr

Na základě uvedených poznatků je možné uvést, že povodně v roce 2002 obsah rizikových prvků a rizikových látek v zemědělských půdách téměř neovlivnily a pro pěstování rostlin nepřinesly žádná ekologická rizika.

Druh stanovení – pH, obsah uhličitánů, živiny v Mehlich III, NEL, AOX

(v mg.kg⁻¹ suchého vzorku, pokud není uvedeno jinak)

Okres	č. vzorku	lokalita	druh půdy	pH/KCl ₂	% CaCO ₃	P	K	Mg	Ca	NEL	AOX
Litoměřice	2722	Štětí	S	7,4	1,7	167	239	129	5852	35	6,6
	2723	Račice	S	7,5	1,2	137	140	145	5280	9	22,1
	2724	Záluží	L	7,3	<0,20	150	155	67	1858	10	13,5
	2725	Vědomice	S	7,4	0,5	259	263	173	4772	36	30,6
	2726	Vědomice	S	7,5	4,1	121	216	122	5748	17	11,6
	2727	Černěves	L	7,3	0,6	137	164	98	3555	26	12,1
	2728	Židovice	S	7,5	4,2	255	235	248	10840	38	21,5
	2729	Chodouny	L	6,9	<0,20	127	131	48	1299	13	11,0
	2730	Okna	L	7,2	0,3	103	188	119	3772	20	8,6
	2731	Nučnice	S	7,5	3,7	106	210	169	6563	41	19,8
	2732	Nučničky	L	6,0	<0,20	105	183	115	1901	43	23,6
	2733	Nučničky	L	7,5	1,6	251	239	112	5516	28	9,5
	2734	Počáply	L	7,5	0,5	118	224	200	4538	25	12,4
	2735	Počáply	L	7,4	0,5	137	241	116	3829	25	8,0
	2736	České Kopisty	L	7,5	1,2	358	193	151	5518	36	22,9
	2737	Mlékojedy	T	7,1	0,7	99	274	265	5196	42	22,0
	2122	Mlékojedy	L	7,2	<0,2	123	133	142	2009	10	4,7
	2125	Mlékojedy	S	7,4	1,9	97	263	183	6509	13	7,0
	2126	Mlékojedy	S	7,1	0,2	97	345	198	4399	<1	2,3
	2127	Mlékojedy	S	6,7	<0,2	125	178	152	2982	8	12,1
	2123	Želetice	S	7,2	0,8	172	448	174	5329	23	14,6
	2124	Želetice	S	7,4	1,4	144	359	169	6524	26	13,0
	2128	Nové Kopisty	S	7,1	0,3	77	436	323	4729	5	27,3
	2129	Nové Kopisty	S	7,4	4,4	30	189	227	8790	15	41,5
	2738	Lovosice	T	6,3	<0,20	204	592	369	4438	50	17,0
	2739	Lovosice	L	6,8	0,2	149	288	128	2645	12	17,2
	2740	Píšťany	S	7,5	2,1	115	299	131	6038	9	11,2
	2741	Velké Žernoseky	S	7,4	2,0	59	252	210	7216	15	11,3
	2742	Velké Žernoseky	L	7,2	0,4	129	124	98	2320	34	20,8
	2743	Malé Žernoseky	L	7,5	0,5	43	77	131	3488	<1	22,2
	2752	Č. Kopisty-sed.	L	7,2	0,4	29	28	41	1118	<1	13,9
Ústí n.L.	2744	Velké Březno	L	5,7	0,2	156	163	119	1672	5	35,4
	2745	Velké Březno	L	6,9	0,4	305	505	369	5976	92	49,6
Děčín	2746	Těchlovice	L	6,0	<0,20	201	283	115	1597	<1	13,0
	2747	Nebočady	L	7,1	0,3	136	150	141	4393	6	32,0
	2748	Křešice	L	7,0	<0,20	85	75	119	2459	<1	20,6
Most	2749	Sedlec u Obrnic	L	7,5	3,0	23	372	565	7291	<1	12,7
	2750	Sedlec u Obrnic	L	7,4	5,8	45	546	1008	11410	6	27,4
	2751	Želenice	T	6,1	<0,20	60	318	876	4088	145	53,3

Druh stanovení – rizikové prvky v 2M HNO₃, rtuť celkový obsah (v mg.kg⁻¹ suchého vzorku, pokud není uvedeno jinak)

okres	č.vzorku	lokalita	druh půdy	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	V	Zn	Hg
Litoměřice	2722	Štětí	S	3,34	0,50	0,27	4,80	4,29	11,28	<0,10	6,36	17,50	8,82	24,65	0,102
	2723	Račice	S	3,30	0,55	0,29	5,49	6,57	23,11	<0,10	5,45	20,80	10,62	29,58	0,100
	2724	Záluží	L	2,02	0,29	0,19	3,32	2,23	12,15	0,12	1,95	14,08	4,71	17,77	0,046
	2725	Vědomice	S	4,43	0,63	0,46	5,45	11,18	109,50	<0,10	7,23	23,38	12,91	63,36	0,162
	2726	Vědomice	S	3,30	0,52	0,28	3,30	4,43	12,54	<0,10	4,18	14,80	7,71	20,82	0,083
	2727	Černěves	L	2,70	0,42	0,26	3,91	4,02	17,09	0,15	4,81	17,79	7,44	27,56	0,095
	2728	Židovice	S	6,32	1,39	0,48	6,41	10,16	23,10	<0,10	8,64	31,20	15,57	62,22	0,225
	2729	Chodouny	L	1,95	0,37	0,17	3,22	2,96	11,63	0,23	2,91	13,50	5,62	19,51	0,066
	2730	Okna	L	1,90	0,44	0,21	3,95	12,03	11,03	<0,10	5,39	14,28	7,13	17,07	0,050
	2731	Nučnice	S	2,89	0,56	0,32	4,11	4,71	11,44	0,10	6,06	18,81	9,90	44,48	0,100
	2732	Nučničky	L	2,74	0,61	0,33	5,98	9,42	12,40	0,16	6,26	24,52	9,84	31,63	0,137
	2733	Nučničky	L	1,90	0,35	0,18	3,49	3,04	7,68	0,13	4,20	12,70	6,86	21,97	0,111
	2734	Počáply	L	1,94	0,56	0,26	5,10	5,65	10,50	0,13	6,19	18,40	9,29	21,97	0,104
	2735	Počáply	L	2,51	0,52	0,32	5,38	23,30	13,34	0,19	5,61	17,48	9,50	24,22	0,094
	2736	České Kopisty	L	4,52	0,44	0,43	3,99	13,73	12,81	0,16	5,09	21,98	8,92	53,00	0,492
	2737	Mlékojedy	T	3,00	0,86	0,33	7,57	11,56	15,06	0,11	8,53	24,14	15,48	27,03	0,227
	2122	Mlékojedy-sed.	L	1,83	0,22	0,12	1,71	9,70	3,91	<0,10	2,49	6,66	3,40	8,20	0,045
	2125	Mlékojedy	S	2,28	0,65	0,21	4,79	21,00	9,77	<0,10	6,95	13,90	10,20	18,80	0,102
	2126	Mlékojedy	S	2,04	0,65	0,21	5,33	43,10	12,70	<0,10	7,33	20,40	11,10	18,60	0,165
	2127	Mlékojedy	S	2,72	0,72	0,29	5,85	80,00	11,80	<0,10	7,67	18,10	11,00	29,20	0,085
	2123	Želetice	S	3,65	0,88	0,35	5,29	11,80	16,50	<0,10	8,07	20,90	12,00	31,20	0,236
	2124	Želetice	S	3,35	0,72	0,27	5,47	52,50	16,10	<0,10	8,21	28,10	13,60	26,30	0,249
	2128	Nové Kopisty	S	1,63	0,97	0,36	7,50	8,48	13,70	<0,10	10,80	23,40	15,50	22,30	0,261
	2129	Nové Kopisty	S	1,48	0,87	0,28	6,06	5,22	10,80	<0,10	9,18	14,80	12,20	22,50	0,103
	2738	Lovosice	T	4,66	1,08	0,37	8,05	7,58	18,95	0,10	11,08	24,47	19,51	30,39	0,336
	2739	Lovosice	L	2,52	0,59	0,26	4,58	8,56	10,16	<0,10	5,99	15,17	10,44	28,88	0,087
	2740	Pišňany	S	2,53	0,45	0,32	3,93	5,73	10,37	<0,10	6,25	17,60	9,60	24,48	0,169
	2741	Velké Žernoseky	S	2,72	0,68	0,32	5,33	21,28	14,17	<0,10	8,49	18,38	13,60	24,63	0,127
	2742	Velké Žernoseky	L	4,88	0,45	0,54	3,62	35,57	12,80	0,14	4,50	21,14	7,07	56,17	0,335
	2743	Malé Žernoseky	L	2,78	0,57	0,29	5,76	7,68	10,83	<0,10	6,46	13,92	10,25	32,71	0,091
	2752	Č.Kopisty-sed.	L	<1,00	0,10	<0,10	1,10	1,86	2,10	0,10	1,20	6,29	<1,00	18,23	0,065
Ústí n.L.	2744	Velké Březno	L	6,64	0,80	0,57	6,62	9,73	23,15	0,19	7,69	32,27	15,23	68,28	0,276
	2745	Velké Březno	L	9,95	1,20	1,07	8,37	12,01	73,59	0,23	19,61	34,79	32,17	267,10	0,236
Děčín	2746	Těchlovice	L	2,58	0,48	0,26	5,36	7,03	9,91	0,13	7,63	13,24	12,11	27,32	0,094
	2747	Nebočany	L	4,79	0,79	0,50	6,34	9,24	16,98	<0,10	8,31	28,23	15,11	55,06	0,182
	2748	Křešice	L	5,05	0,71	0,48	5,58	9,83	18,37	<0,10	7,99	30,77	11,83	61,47	0,227
Most	2749	Sedlec u Obrnic	L	1,34	0,66	0,28	10,10	9,72	14,71	<0,10	15,86	11,95	18,87	18,62	0,068
	2750	Sedlec u Obrnic	T	2,06	0,91	0,37	10,08	16,92	21,19	<0,10	22,53	14,68	29,76	28,31	0,087
	2751	Želenice	T	13,89	1,86	0,70	10,44	10,73	58,04	0,11	15,84	29,90	29,95	70,39	0,456

Druh stanovení – rizikové prvky - celkový obsah v lučavce královské (v mg.kg⁻¹ suchého vzorku)

okres	č.vzorku	lokalita	druh půdy	As	Be	Cd	Co	Cr	Zn	Cu	Mo	Ni	Pb	V
Litoměřice	2722	Štětí	S	11,86	1,14	0,35	8,08	28,03	64,41	17,67	0,386	16,58	17,60	33,26
	2723	Račice	S	12,86	1,17	0,39	10,07	32,92	73,17	32,55	0,518	17,51	22,33	36,94
	2724	Záluží	L	7,44	0,67	0,24	5,97	14,74	44,51	17,30	0,254	8,71	17,90	19,11
	2725	Vědomice	S	13,95	1,28	0,54	9,97	39,63	110,10	136,00	0,628	19,20	24,79	38,48
	2726	Vědomice	S	10,31	1,00	0,35	7,24	25,31	54,55	18,45	0,350	13,46	17,51	29,30
	2727	Černěves	L	9,98	0,93	0,31	6,89	23,86	60,29	22,23	0,402	23,17	16,51	26,16
	2728	Židovice	S	19,43	2,39	0,57	11,58	43,29	116,90	33,19	0,534	22,46	31,21	45,02
	2729	Chodouny	L	7,26	0,69	0,19	5,44	16,40	41,19	13,82	0,424	8,89	22,97	19,33
	2730	Okna	L	9,24	0,98	0,27	6,53	34,10	50,93	15,36	0,348	13,18	15,11	28,18
	2731	Nučnice	S	15,22	1,18	0,38	7,65	27,48	83,07	17,29	0,710	14,66	26,82	32,48
	2732	Nučničky	L	13,18	1,27	0,36	10,17	36,52	76,75	19,65	0,774	17,31	32,21	35,94
	2733	Nučničky	L	7,25	0,88	0,20	6,29	21,99	51,79	12,07	0,330	11,52	15,11	26,54
	2734	Počáply	L	11,02	1,28	0,31	8,53	30,73	66,35	16,26	0,636	15,84	18,79	65,02
	2735	Počáply	L	12,18	1,22	0,35	9,28	50,92	68,61	20,35	0,850	15,32	19,91	34,26
	2736	České Kopisty	L	11,90	0,99	0,61	8,30	37,89	92,57	21,18	0,598	15,48	25,29	32,95
	2737	Mlékojedy	T	14,40	1,78	0,45	12,37	49,37	85,19	25,30	0,602	23,16	25,17	55,79
	2122	Mlékojedy	L	6,90	0,68	0,12	4,27	25,61	33,38	8,87	0,16	9,52	11,07	22,59
	2125	Mlékojedy-sed.	S	12,06	1,62	0,29	9,11	53,38	68,96	19,15	0,35	19,43	21,66	49,27
	2126	Mlékojedy	S	11,92	1,57	0,29	9,32	80,54	70,01	22,49	0,44	19,42	27,08	48,46
	2127	Mlékojedy	S	12,73	1,91	0,40	11,10	98,93	78,41	18,60	0,99	21,82	30,27	45,37
	2123	Želetice	S	14,49	2,21	0,43	11,36	46,10	87,77	28,83	0,36	22,70	28,16	50,69
	2124	Želetice	S	14,43	1,75	0,35	10,51	92,49	81,97	26,31	0,35	21,49	41,69	55,08
	2128	Nové Kopisty	S	13,25	2,26	0,39	12,48	50,50	89,23	25,16	0,42	28,35	31,71	69,43
	2129	Nově Kopisty	S	12,06	2,02	0,41	10,77	42,12	79,59	21,43	0,40	25,77	23,49	59,30
	2738	Lovosice	T	16,77	2,10	0,48	13,67	53,76	93,69	30,06	0,530	27,16	25,43	70,53
	2739	Lovosice	L	10,16	1,19	0,32	7,60	30,92	67,47	16,63	0,334	14,74	15,17	36,47
	2740	Pišťany	S	11,76	1,16	0,45	8,09	33,84	69,55	18,32	0,302	17,80	19,49	37,95
	2741	Velké Žernoseky	S	13,28	1,45	0,44	9,65	55,98	78,01	21,36	0,388	22,10	19,45	47,35
	2742	Velké Žernoseky	L	11,58	0,83	0,70	6,55	52,71	85,35	16,29	0,292	12,57	21,97	24,19
	2743	Malé Žernoseky	L	11,87	1,12	0,39	9,96	31,55	68,47	17,22	0,350	17,51	14,69	36,43
	2752	Č.Kopisty-sed.	L	2,71	0,28	<0,10	2,59	5,96	30,20	4,06	0,326	4,68	6,05	6,64
Ústí n.L.	2744	Velké Březno	L	18,55	1,44	0,62	11,84	39,10	115,30	30,74	0,748	20,98	32,55	46,53
	2745	Velké Březno	L	18,04	1,90	1,13	19,52	56,97	297,70	79,42	1,120	45,64	31,69	76,21
Děčín	2746	Těchlovice	L	8,59	0,98	0,33	10,29	34,04	59,27	16,31	0,658	19,75	13,42	45,17
	2747	Nebočady	L	6,31	0,59	0,25	5,00	16,56	40,51	9,43	0,244	8,98	14,25	20,54
	2748	Křešice	L	16,12	1,27	0,55	10,69	35,58	103,20	24,26	0,512	19,97	31,17	42,11
Most	2749	Sedlec u Obrnic	L	14,18	1,34	0,51	11,02	38,17	95,17	22,10	0,590	20,22	26,79	46,51
	2750	Sedlec u Obrnic	T	10,85	1,83	0,48	17,90	101,50	83,00	34,54	0,380	51,49	16,16	93,86
	2751	Želenice	T	29,36	2,66	0,73	16,99	58,71	138,40	68,94	0,682	34,91	33,28	73,02

Druh stanovení – PCB, HCB (v $\mu\text{.kg}^{-1}$ suchého vzorku)

okres	č.vzorku	lokalita	druh půdy	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180	Suma PCB	HCB
Litoměřice	2722	Štětí	S	<0,5	<0,5	0,6	<0,5	1,5	2,2	<0,5	5,3	1,4
	2724	Záluží	L	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1,8	0,6
	2728	Židovice	S	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	96,0	1,5	0,7	99,2	2,4
	2732	Nučničky	L	<0,5	<0,5	<0,5	1,1	2,4	2,3	2,2	8,8	4,9
	2736	České Kopisty	L	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,7	0,9	2,9	1,1
	2737	Mlékojedy	T	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1,1	1,3	1,0	4,4	7,4
	2122	Mlékojedy-sed.	L	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1,7	2,0	1,7	6,4	1,3
	2125	Mlékojedy	S	0,7	0,6	0,8	0,6	1,7	1,7	2,3	8,4	1,8
	2126	Mlékojedy	S	<0,5	<0,5	0,7	0,6	1,8	2,4	1,8	7,8	3,8
	2127	Mlékojedy	S	<0,5	<0,5	0,7	0,6	1,5	1,6	1,4	6,3	3,5
	2123	Želetice	S	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1,4	1,8	1,3	5,5	<0,5
	2124	Želetice	S	<0,5	<0,5	<0,5	0,6	0,9	0,7	1,2	4,1	<0,5
	2128	Nové Kopisty	S	<0,5	<0,5	0,8	0,6	1,5	2,4	2,0	7,7	6,2
	2129	Nové Kopisty	S	<0,5	<0,5	0,7	0,6	0,8	0,8	1,1	4,4	5,8
	2743	M.Žernoseky	L	0,7	0,7	3,2	1,2	6,4	10,4	9,1	31,7	1,3
	2752	Č. Kopisty-sed.	L	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,6	0,6	1,1	3,3	1,0
Ústí n.L.	2744	Velké Březno	L	<0,5	<0,5	0,8	0,5	1,7	2,3	2,0	7,8	10,1
	2745	Velké Březno	L	<0,5	<0,5	1,4	0,9	4,8	6,7	4,5	18,8	3,6

Druh stanovení – HCH+DDX (v $\mu\text{.kg}^{-1}$ suchého vzorku)

okres	č.vzorku	lokalita	druh půdy	HCH					p,p'				o,p'			
				a-HCH	b-HCH	g-HCH	d- HCH	suma	DDT	DDE	DDD	suma	DDT	DDE	DDD	suma
Litoměřice	2722	Štětí	S	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	11,9	23,8	3,2	38,9	2,4	<1,0	1,0	3,9
	2724	Záluží	L	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	1,3	1,9	<1,0	3,7	<1,0	2,2	<1,0	3,2
	2728	Židovice	S	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	149,7	145,8	10,6	308,1	21,8	4,0	1,6	27,4
	2732	Nučničky	L	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	231,5	237,5	17,7	486,7	58,0	6,8	5,6	70,4
	2736	Č.Kopisty	L	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	107,7	239,6	8,2	355,5	35,5	5,0	2,4	42,9
	2737	Mlékojedy	T	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	125,2	137,0	13,6	275,8	30,1	3,6	3,4	37,1
	2122	Mlékojedy-sed	L	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	7,7	20,1	2,3	30,1	2,0	<1,0	<1,0	3,0
	2125	Mlékojedy	S	<1,0	<1,0	7,9	<1,0	9,4	25,0	53,1	1,7	79,8	5,1	1,1	<1,0	6,7
	2126	Mlékojedy	S	<1,0	<1,0	9,0	1,0	11,0	37,9	102,9	3,3	144,1	10,1	2,3	1,5	13,9
	2127	Mlékojedy	S	<1,0	1,1	11,3	1,3	14,2	201,4	242,1	1,4	444,9	15,0	6,6	5,9	27,5
	2123	Želetice	S	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	6,6	12,5	1,5	20,6	1,0	<1,0	<1,0	2,0
	2124	Želetice	S	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	1,4	3,7	<1,0	5,6	<1,0	<1,0	<1,0	1,5
	2128	N. Kopisty	S	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	30,1	60,2	2,5	92,8	6,7	1,2	<1,0	8,4
	2129	N. Kopisty	S	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	21,0	28,0	1,4	50,4	3,8	<1,0	<1,0	4,8
	2743	M.Žernoseky	L	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	8,4	12,1	4,6	25,1	2,8	2,0	2,8	7,6
	2752	Č.Kopisty-sed	L	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	<1,0	2,9	1,4	4,8	<1,0	<1,0	<1,0	1,5
Ústí n.L.	2744	V.Březno	L	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0	166,4	101,6	16,0	284,0	37,3	3,3	5,1	45,7
	2745	V.Březno	L	<1,0	<1,0	3,2	2,0	6,2	154,9	90,9	19,5	265,3	47,2	4,8	6,1	58,1

Porovnání obsahů rizikových prvků (2M HNO₃)

okres	č.vzorku	lokalita	rok odběru registru	druh půdy		pH		Obsah rizikových prvků (mg.kg ⁻¹)							
								beryllium		kadmium		kobalt		chrom	
				registr	záplava	registr pH/KCl	záplava pH/CaCl	registr	záplava	registr	záplava	registr	záplava	registr	záplava
Litoměřice	2123	Želetice	1993	S	S	6,2	7,2	1,21	0,88	0,74	0,35	5,5	5,3	4,5	11,8
	2124	Želetice	1993	S	S	7,4	7,4	0,41	0,72	0,21	0,27	4,3	5,5	4,2	52,5
	2127	Mlékojedy	1993	S	S	6,5	6,7	0,68	0,72	0,38	0,29	3,6	5,9	26,9	80,0
	2126	Mlékojedy	1993	S	S	6,3	7,1	0,35	0,65	0,18	0,21	3,8	5,3	16,2	43,1
	2128	N.Kopisty	1993	S	S	7,1	7,1	0,62	0,97	0,23	0,36	5,6	7,5	3,6	8,5
	2129	N.Kopisty	1993	S	S	7,3	7,4	0,48	0,87	0,23	0,28	5,6	6,1	3,4	5,22
	2722	Štětí	1991	S	S	6,9	7,4	0,25	0,50	0,14	0,27	3,2	4,8	2,6	4,3
	2723	Račice	1990	L	S	7,3	7,5	0,20	0,55	0,06	0,29	2,5	5,5	2,6	6,6
	2724	Záluží	1990	L	L	6,3	7,3	0,16	0,29	0,06	0,19	2,4	3,3	1,9	2,2
	2726	Vědomice	1991	L	S	7,1	7,5	0,28	0,52	0,15	0,28	3,4	3,3	2,8	4,4
	2727	Černěves	1990	S	L	7,4	7,3	0,25	0,42	0,24	0,26	3,8	3,9	3,1	4,0
	2730	Okna	1990	L	L	7,0	7,2	0,27	0,44	0,06	0,21	4,0	4,0	2,5	12,0
	2731	Nučnice	1990	S	S	7,5	7,5	0,16	0,56	0,06	0,32	0,2	4,1	0,3	4,7
	2732	Nučničky	1990	S	L	7,2	6,0	0,41	0,61	0,29	0,33	4,5	6,0	7,1	9,4
	2733	Nučničky	1990	L	L	7,9	7,5	0,19	0,35	0,06	0,18	2,6	3,5	2,4	3,0
	2734	Počáply	1990	S	L	6,8	7,5	0,40	0,56	0,24	0,26	4,6	5,1	4,3	5,7
	2735	Počáply	1990	S	L	6,9	7,4	0,27	0,52	0,20	0,32	3,8	5,4	3,0	23,3
	2740	Píšťany	1996	L	S	7,5	7,5	0,37	0,45	0,33	0,32	3,8	3,9	9,3	5,7
	2741	V.Žernoseky	1996	S	S	7,4	7,4	0,47	0,68	0,28	0,32	3,9	5,3	16,9	21,3
	2742	V.Žernoseky	1996	L	L	7,2	7,2	0,60	0,45	1,59	0,54	5,0	3,6	67,8	35,6
	2743	M.Žernoseky	1991	S	L	7,1	7,5	0,73	0,57	0,42	0,29	6,1	5,8	4,5	7,7
Děčín	2747	Nebočady	1995	S	L	7,0	7,1	0,49	0,79	0,41	0,50	5,9	6,3		
průměrné hodnoty						7,1	7,3	0,42	0,59	0,30	0,30	4,0	5,0	9,04	16,7
%						100	103	100	141	100	101	100	124	100	185

Porovnání obsahů rizikových prvků (2M HNO₃)

okres	č.vzorku	lokalita	rok odběru registru	Obsah rizikových prvků (mg.kg ⁻¹)											
				měď		rtuť		nikl		olovo		vanad		zinek	
				registr	záplava	registr	záplava	registr	záplava	registr	záplava	registr	záplava	registr	záplava
Litoměřice	2123	Želetice	1993	32,7	16,5	0,28	0,24	7,5	8,1	30,5	20,9	13,3	12	34,1	31,2
	2124	Želetice	1993	10	16,1	0,26	0,25	5,6	8,2	16,8	28,1	8,3	13,6	11,4	26,3
	2127	Mlékojedy	1993	12,1	11,8	0,19	0,09	5,7	7,7	16,5	18,1	7,3	11	22,7	29,2
	2126	Mlékojedy	1993	6,8	12,7	0,16	0,17	4,9	7,3	15,6	20,4	6,6	11,1	9,8	18,6
	2128	N.Kopisty	1993	9,3	13,7	0,14	0,26	8,2	10,8	11,1	23,4	10,9	15,5	12,3	22,3
	2129	N.Kopisty	1993	13,5	10,8	0,13	0,10	7,6	9,2	12,1	14,8	10	12,2	12,2	22,5
	2722	Štětí	1991	4,1	11,3	0,04	0,10	4,7	6,4	8,5	17,5	5,8	8,8	7,7	24,7
	2723	Račice	1990	6,2	23,1	0,09	0,10	3,9	5,5	9,1	20,8	3,8	10,6	8,6	29,6
	2724	Záluží	1990	3,1	12,2	0,08	0,05	2,0	2,0	9,9	14,1	3,3	4,7	7,2	17,8
	2726	Vědomice	1991	5,2	12,5	0,09	0,08	4,2	4,2	8,7	14,8	4,6	7,7	8,5	20,8
	2727	Černěves	1990	11,5	17,1	0,12	0,10	6,7	4,8	14,8	17,8	5,7	7,4	19,6	27,6
	2730	Okna	1990	5,3	11,0	0,06	0,05	4,5	5,4	12,3	14,3	5,1	7,1	8,4	17,1
	2731	Nučnice	1990	0,5	11,4	0,07	0,10	0,8	6,1	12,8	18,8	6,0	9,9	0,8	44,5
	2732	Nučničky	1990	10,7	12,4	0,30	0,14	5,8	6,3	14,4	24,5	8,0	9,8	28,0	31,4
	2733	Nučničky	1990	7,6	7,7	0,07	0,11	4,7	4,2	7,8	12,7	5,8	6,9	16,0	22,0
	2734	Počáply	1990	7,8	10,5	0,16	0,13	6,0	6,2	11,7	18,4	7,4	9,3	20,1	22,0
	2735	Počáply	1990	6,8	13,3	0,09	0,09	4,6	5,6	13,0	17,5	6,7	9,5	12,5	24,2
	2740	Píšťany	1996	10,1	10,4	0,21	0,17	6,3	6,3	19,1	17,6	9,7	9,6	20,4	24,5
	2741	V.Žernoseky	1996	11,6	14,2	0,14	0,13	7,7	8,5	19,4	18,4	11,7	13,6	14,6	24,6
	2742	V.Žernoseky	1996	35,1	12,8	1,11	0,34	8,7	4,5	52,8	21,1	10,3	7,1	100,8	56,2
	2743	M.Žernoseky	1991	18,1	10,8	0,22	0,09	7,5	6,5	19,9	13,9	10,5	10,3	50,5	32,7
Děčín	2747	Nebočady	1995	13,2	17,0	0,16	0,18	7,4	8,3	26,4	28,2	12,5	15,1	37,8	55,1
průměrné hodnoty				11,0	13,2	0,19	0,14	5,7	6,4	16,5	18,9	7,9	10,1	21,1	28,4
%				100	120	100	73	100	113	100	115	100	128	100	135

Porovnání obsahu rizikových prvků v lokalitě Židovice (Litoměřice)

č.vzorku	lokalita	rok	obsah rizikových prvků ve výluhu 2M HNO ₃																					
			arsen		beryllium		kadmium		kobalt		chrom		měď		rtuť		nikl		olovo		vanad		zinek	
			ppm	%	ppm	%	ppm	%	ppm	%	ppm	%	ppm	%	ppm	%	ppm	%	ppm	%	ppm	%	ppm	%
2728	Židovice	1992			0,57	100	0,37	100	5,6	100	7,4	100	25,4	100	0,22	100	9,5	100	24,5	100	11,8	100	40,3	100
		1995			1,36	239	0,47	127	7,7	137	13,1	176	22,2	87			12,4	131	24,3	99	16,0	136	53,4	133
		2001	6,12	100	1,13	198	0,41	111	6,3	112	10,8	145	20,0	79	0,19	86	8,8	93	28,4	116	15,8	134	55,0	136
		2002	6,32	103	1,39	244	0,48	130	6,4	114	10,2	137	23,1	91	0,23	105	8,6	91	31,2	127	15,6	132	62,2	154

Kombinované hodnocení vodních sedimentů:

měření erozního rizika a kvality sedimentů v závislosti na hloubce

Ingo Haag, Ulrich Kern, Bernhard Westrich, Wasser & Boden 51/5, 42-47 (1999)

Se souhlasem autorů přeložil Ing. Jan Šnejd, ÚKZÚZ Planá nad Lužnicí

Shrnutí

V předkládané práci je přednesena strategie, podle které lze hodnotit jak erozní riziko tak i ekologické potenciální ohrožení vodními sedimenty v závislosti na hloubce. V rámci navrhovaných metodických postupů odběru vzorků, je zde popsáno bezdotykové měření hustoty a hloubkově orientované stanovení limitních erozních hodnot. Kromě toho jsou zde odkazy na metody chemicko-ekologické charakteristiky sedimentů. Závěrem je uvedena jako příklad strategie použitá u kontaminovaných sedimentů z přehrady Lauffen na řece Neckar.

Úvod

Jemnozrnné, kohezní sedimenty jsou především nosiči sorbovaných škodlivých a zátěžových látek jako jsou těžké kovy, různé organické polutanty a sloučeniny fosforu. Tyto látky, pro životní prostředí velice relevantní, jsou do vody transportovány mikroskopickými částicemi, které jsou jejich nosiči. V místech stojatých vod se pak unášené látky usazují a vedou k perzistentnímu obohacování dna škodlivými látkami (geoakumulace). Takové znečištění je v Německu u mnoha přehradních nádrží, v tišinách říčních tratí a náplavkách vodních toků zdokumentováno.

Na základě technického pokroku v oblasti ochrany vod se v současné době v Německu dostávají zátěže škodlivými látkami do vod v daleko menší míře. Proto jsou mnohde kontaminovány především hlubší horizonty, zatímco horní, mladší vrstvy sedimentů jsou prokazatelně kontaminovány daleko méně [1]. Tyto ekologicky nežádoucí látky jsou pak v takových případech prostorově ohraničeny a odděleny od biocenózy mladšími vrstvami sedimentů. Tak dochází k tomu, že velké množství polutantů může být za těchto podmínek ve vodních sedimentech, v důsledku absorpčních a koagulačních procesů, poměrně stabilně vázáno. Usazeniny obsahující takovéto vrstvy mohou být pojaty jako stabilní podvodní deponie z nichž možnost emise je jen nepatrná.

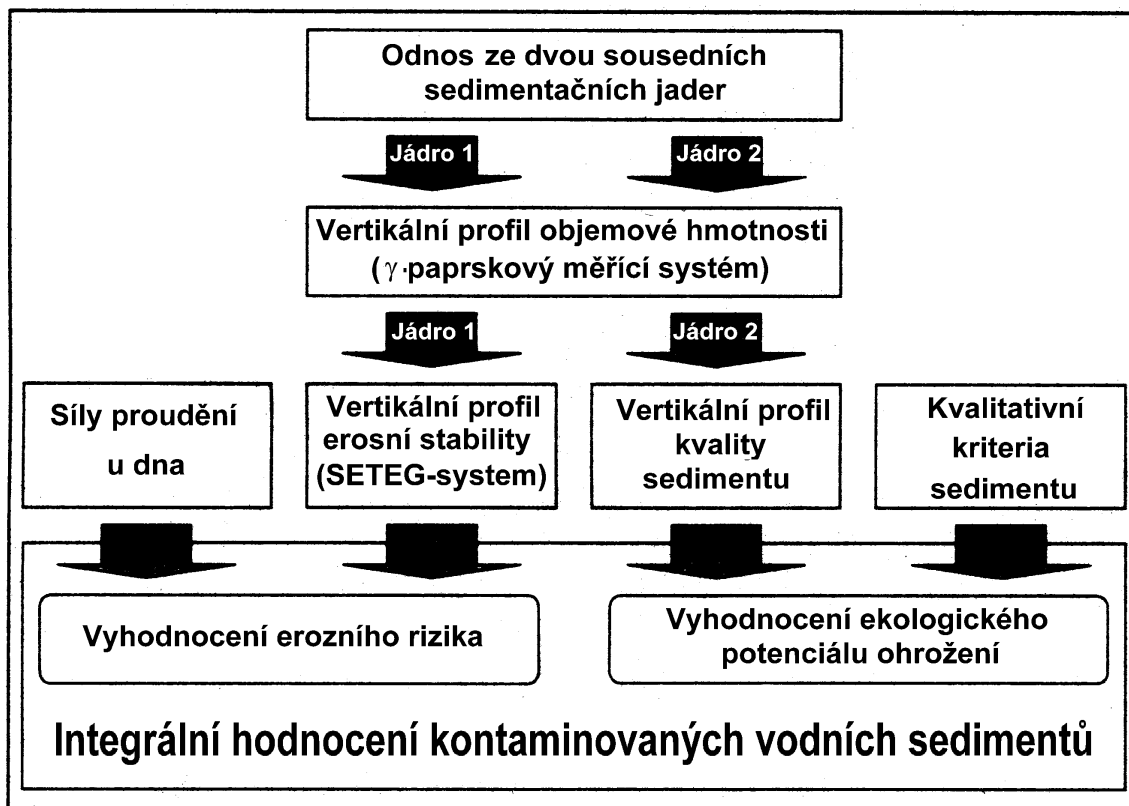
Na rozdíl od deponií na souši existuje však u fluviálních sedimentů principiální nebezpečí, že krycí vrstvy mohou být při povodňové vysoké vodě erodovány a kontaminované staré zátěže mohou být opět odkryty a pak zvířeny. Při narůstajících možnostech povodní způsobených klimatickými změnami musí být tento aspekt velmi vážně diskutován [2, 3]. Prostřednictvím eroze jemných kontaminovaných sedimentů mohou být škodliviny remobilizovány a mohou pak kontaminovat dosud čisté vodní toky nebo místa, která byla vodou zaplavena. Je pak nutno předpokládat jisté škody na organismech, neboť dojde k tomu, že se škodlivé látky znovu rozpustí a stanou se tak opět přístupnými. Vlivem tohoto procesu se pak kvalita vod ve velkém prostoru dlouhodobě zhorší.

Z popsané zátěžové situace vyplývá nutnost věnovat zvláštní pozornost starým kontaminovaným sedimentům a je třeba počítat s jistým nebezpečím pro vodní soustavu. Při řešení této problematiky je nutno při hodnocení kontaminovaných sedimentů vzít v úvahu vedle obvyklých chemických kritérií také ekotoxikologické aspekty a charakteristiky vodních sedimentů. Následně je zde představena odpovídající strategie pro způsob hydraulického a chemicko-toxikologického zkoušení a hodnocení v orientaci na hloubku, která umožňuje poměrně obsažně posoudit nebezpečí, které ze strany sedimentů hrozí. Navrhovaný postup je v této studii vysvětlen na příkladu přehradní nádrže Lauffen am Neckar.

Strategie kombinovaného hodnocení kontaminovaných usazenin

Pro integrální hodnocení nebezpečí pro vodní ekosystém prostřednictvím usazenin je potřebné spolehlivé ohodnocení erosního rizika (1) a potenciálu ekologické nebezpečnosti vodních sedimentů (2). Při tom je třeba mít na zřeteli skutečnost, že znečištěné sedimenty jsou často velmi hluboko a protože jsou překryty vysokými stabilními vrstvami je jejich nebezpečnost menší než u povrchových usazenin na dnech koryt vodních toků. Terénní zkoušky však ukazují, že jednotlivé extrémní zátopy nebo i sled menších povodní může způsobit erozi více desítek centimetrů materiálu [1]. Kromě toho může v budoucnosti docházet v důsledku klimatických změn k častějším povodním, které způsobí zesílenou erozi nánosů v tekoucích vodách. Proto v rámci integrálního hodnocení sedimentů a stability vůči erozi musí být kvalita sedimentů vyzkoušena v závislosti na hloubce. Aby byly jmenované požadavky splněny, byla vyvinuta strategie znázorněná v obrázku 1 a v dalším textu následuje její popis a objasnění.

Zkouška podloží byla prováděna minimálně ze dvou odebraných sond. Právě usazeninové bloky mohou být hodnoceny ve vztahu k erosnímu riziku a potenciálu ohrožení. U obou jader usazeniny je nejprve vyšetřen vertikální profil celistvé vrstvy o stejné hustotě. Hustota vrstvy je primárně funkcí objemového podílu pórů, které je závislé na frakčním rozdělení částic a hustotě materiálu. Načež může být na základě zkoušek profilové vrstvy ověřeno, zda v určitých zkušebních bodech odebraný materiál je sedimentologicky podobně navrstven a zda mohou potom být vzájemně přenositelné experimentální výsledky mezi těmito body. Dále mohou hustoty ve vrstvách profilu pomoci při dalekosáhlé identifikaci půdních horizontů. Při téměř stejném zrnitostním složení je výška profilu úměrná stupni zpevnění, které je závislé na stáří a erosní stabilitě sedimentu.



Obrázek 1: Strategie integrálního hodnocení vodních sedimentů

Nakonec zůstává k posouzení erozního rizika dotyčné sedimentační jádro (jádro 1, obrázek 1) u průtokového kanálu [4] zřízeného pro ten účel, aby byla hloubkově proměřena jeho erozní odolnost. Experimentální stanovení erozní stability je nutné, protože pro jemné kohezní sedimenty nebyly dosud známy žádné převoditelné vztahy mezi vlastnostmi sedimentů a poměrem k erosi. Síly proudění působící u dna vodního toku mohou být za pomoci numerické modelové situace na základě údajů o přirozených podmínkách spolehlivě vyšetřeny. Ze srovnání síly proudění působící u dna s mezními erozními hodnotami vodního toku se nechá odvodit, zda jsou zkoumané sedimenty zásadně ohroženy erozí. Erozní riziko závisí kromě toho na četnosti a trvání přesahů mezních erozních hodnot vodního toku.

Ekologicky zkoumaný potenciál daného sedimentačního jádra (jádro 2, obrázek 1) je zkoušen podle jednotlivých dílčích hloubkových vrstev. Kvalita sedimentu je charakterizována obsahem jednotlivých škodlivých látek a jejich biologickým a ekologickým škodlivým účinkem a sice ve smyslu aktuálního účinku a to i za podmínek, ke kterým může v daném prostředí dojít za případné resuspenze. Hodnocení ekologicky škodlivého potenciálu se pro-

vádí srovnáním koncentrace a účinku kontaminantů s odpovídajícími kvalitativními kritérii sedimentů, jako jsou např. geogenní hodnoty nebo limitní, případně směrné hodnoty.

Souhrnné posouzení erozního nebezpečí podle hloubky a ekologických účinků v případě eroze umožňuje hodnocení ohrožení vodního ekosystému pocházející z kontaminovaných sedimentů. Případně potřeby lze toto z uvedených výsledků odvodit.

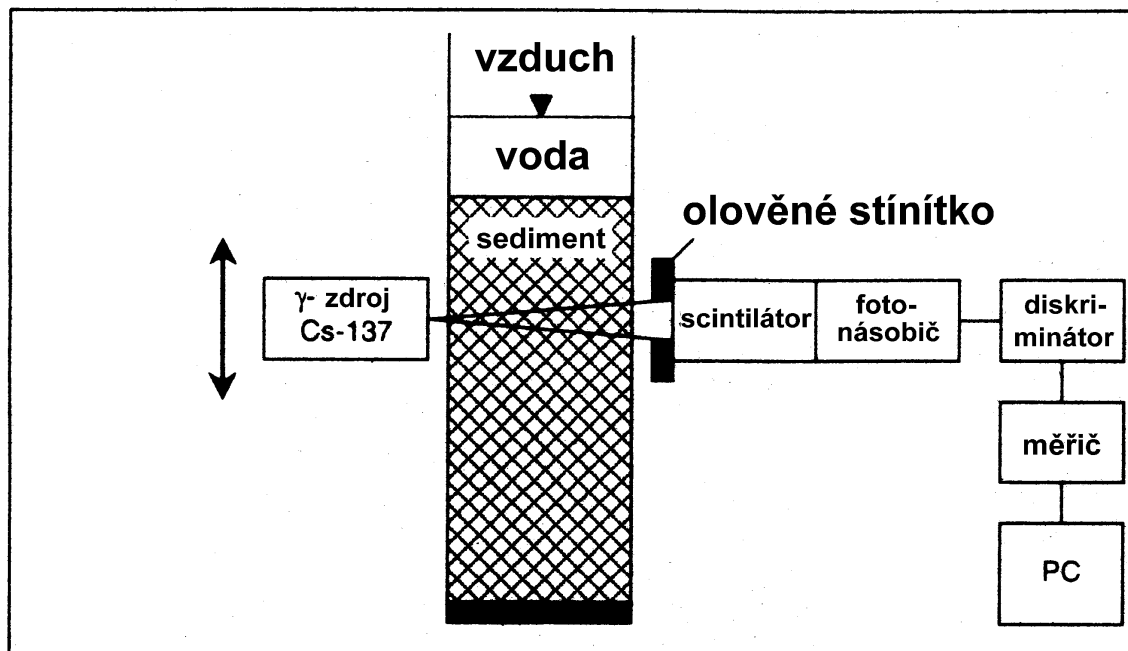
3 Metody

1. Odběr vzorků

Regulérní odběr vzorků ze sedimentačního jádra dlouhého maximálně 1,50 m se provádí speciálním, pro tyto účely zhotoveným vzorkovačem (vnitřní průměr 13,5 cm). V případě mělkého místa odběru vzorku vtlačíme vzorkovač do dna opatrně z paluby ukotvené lodě nebo pracovního pontonu za pomoci prodlužovací tyče; ve větších hloubkách obsluhoval vzorkovací zařízení potápěč. Vytažení vzorku bylo provedeno ručně nebo lanovým navijákem. Vzorkovač je zespoda vybaven pístem, který se před dalšími následnými odběry vertikálně posune.

2. Měření hustoty

Nedestrukční měření hustoty v dané vrstvě se provádí po vyzvednutí z vody bez další úpravy vzorku. Používaný γ -paprskový měřicí systém [5] je schematicky znázorněn na obrázku 2. Měřicí princip je založen na zeslabení kvanta γ -paprsků způsobených průchodem materiálu. Kvantum γ -paprsků, které prošly vzorkem se pomocí krystalu jodidu sodného (scintilátor) přemění ve světelné kvantum a to se v multiplikátoru převede do měřitelného impulsu elektrického proudu. Protože zeslabení záření při použití Cs-137-zdroji (662 keV) je založeno téměř výhradně na rozptylovém efektu je zde potřebný pro postranní detekci diskriminátor, který nízkoenergetické rozptýlené záření odfiltruje. Zbýlý impuls je pak zaznamenán v počítači. Pro vyšší vertikální rozlišení můžeme plochu scintilátoru zúžit na libovolnou šířku štěrbiny 4 cm silnou olověnou clonou. Během měření za pomoci automatického zařízení popojíždí měřicí systém pozvolna sedimentačním jádrem. Spolehlivost měření stoupá úměrně s kvantem zaznamenané dávky záření a tudíž i s dobou setrvání měřicího systému v měřené rovině. Doba setrvání je volitelná podle potřeby.



Obrázek 2: Schematické znázornění měřiče hustoty

Průměrná objemová hmotnost ρ vrstvy sedimentu se odvodí z počtu impulsů I , který projde po prozáření sedimentu během daného časového intervalu detektorem:

$$\rho = \rho_1 + \frac{-\frac{1}{k} \ln \left(\frac{I}{I_0} \right)}{1,1 \rho_w - \rho_1} (\rho_w - \rho_1) \quad (1)$$

Další parametr v rovnici 1 jsou průměrné objemové hmotnosti pevného sedimentačního ložiska. ρ_f (objemová hmotnost původního jádra), objemová hmotnost vodních pórů ρ_w a I_0 počet impulsů při měření prázdné měřicí trubice. Parametr „ k “ je kalibrační konstanta, která je zjištěna na základě referenčního měření s náplní vzduchu a vody. Objemová hmotnost původního jádra ρ_f může být zjištěna piknometrem.

Rovnice 1 vychází z akceptace dvojfázové směsi, která se skládá z pevného sedimentačního ložiska a z vody obsažené v pórech. V důsledku plynové příměsi v biologicky aktivním jemném sedimentu může dojít k nepatrným chybám při zjišťování objemové hmotnosti.

Tak může dojít při obsahu 20 % objemového podílu plynu (přeceníme-li možnou chybu) k odchylce o 35 kg m³, což je u typického sedimentu o hodnotě 1200 až 1900 kg m³ zanedbatelné.

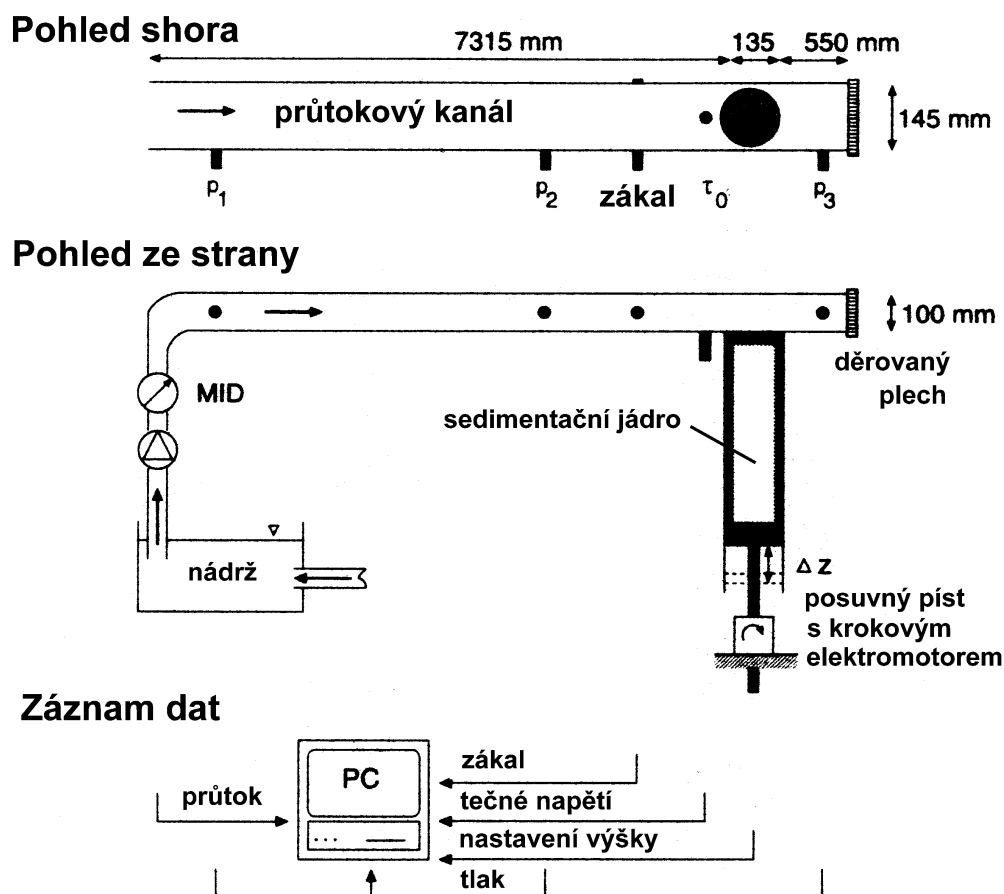
3. Erosní zkouška

Hloubková závislost erozního chování u jádra 1 byla zjišťována SETEG-systémem, což důkladně popisuje KERN et al. [4] viz obrázek 3. Tímto zkoušením lze stanovit kritický erozní potenciál ($\tau_{c,e}$) jako míru erozní stability vodního sedimentu v závislosti na hloubce. SETEG-systém je vlastně průtokový kanál s tlakovou výpustí, u kterého je tečné napětí definovatelnou funkcí regulovatelného průtoku. Ze spodní strany kanálu je možné při zkoušce vzniklý sediment vyjmout.

Zdvihací zařízení vysune sedimentovaný materiál v odběrové trubici vzhůru, až je povrch sedimentu v úrovni dna tlakového kanálu, nebo při nerovném dnu přečnívá. Případně pak je přečnívající sediment speciálním laboratorním zařízením odstraněn. Proto se zjistí, zda horní rovina sedimentu je před začátkem zkoušky v rovině se dnem kanálu. Při malém průtoku se seřezávací zařízení vyjme a povrch sedimentu je pak vystaven turbulentnímu proudění. Pro zjištění ($\tau_{c,e}$) dané eroze je pak průtok a tím i tečné napětí poznenáhlu zvyšováno, až dojde k uvolňování pevné látky z povrchu sedimentu a strhávání pevného agregátu pak probíhá spontánně. Postup eroze je sledován a je zobrazen videoendoskopem a je zaznamenán videokamerou. Popsaný postup se pak opakuje v různých hloubkách při čemž sedimentační jádro je postupně erodováno. Délka jednotlivých kroků mezi jednotlivými horizonty se řídí podle měřeného profilu a tím vlastně podle vrstev zkoušeného sedimentu.

4 Charakteristika kvality sedimentu

V hloubce, ve které začíná sediment jádra 2 se projevují signifikantní změny hustoty. Ukazuje se, že jednotlivé části sestávají z materiálu, který je dosti homogenní co do velikosti částic a nechá se předpokládat, že k ukládání zde docházelo za podobných průtokových podmínek. Rozdíly ve stupni kontaminace, který je závislý na podmínkách, při kterých dochází k sedimentaci, jsou zde ostřeji vymezeny než při aqidistantní segmentaci. Dílčí vzorky jsou nakonec homogenizovány a zkoušeny ve stanovených parametrech.



Obrázek 3: Schematické znázornění SETEG-systému

Podle sledovaného cíle může být ke zkoušení kvality sedimentů použito velké množství různých metod, jak může být zřejmé v následujícím krátkém přehledu [7]. Sledovanými parametry jsou zejména obsahy zvolených látek, především škodlivin. Společně s biotestem může být stanoveno sumární, eventuálně synergické působení chemikálií vyskytujících se v daném prostředí. [8]. Ekotoxikologické metody jsou vhodné zejména k screeningovému vyšetření, a jsou k tomu potřebné i další chemické analýzy. U heterogenních směsí a priori u neznámých kontaminantů se doporučují například postupy s biologicky dirigovanou frakcionací (biossay metody), kterými se může dosti vymezení toxikologický účinek jednotlivých typů škodlivin [9]. Při postupných chemických analýzách mohou být zvoleny jednotlivé typy analyzovaných škodlivin, eventuálně jejich koncentrací, jsou-li pro daný případ relevantní. S přihlédnutím k možné resuspenzi kontaminovaných sedimentů, změně podmínek prostředí a očekávané biodisponibilitě škodlivých látek jde o záležitost poměrně pozoruhodnou. Kromě toho mohou být provedeny u jednotlivých škodlivých látek zkoušky vyluhovatelnosti. Co se týče kontaminace kovy poskytuje rovněž údaj o kyselosti obraz o stupni nebezpečnosti zpětného

uvolnění kovů. [7]. Pro komplexní hodnocení případné resuspenze může být důležitý i biotest vodního výluhu [8].

Studie z přehrady Lauffen na řece Neckar

1. Popis stanoviště

Pro řeku Neckar u Lauffenu je značné zatížení sedimentů obsáhle zdokumentováno [např. 6]. Na některých místech říčního dna je složení sedimentů velmi heterogenní a koncentrace kovů je s hloubkou je nekoherentní. Tyto prudké skoky v hodnotách koncentrací se projevují tam, kde jsou od sebe odděleny staré vysoce zatížené sedimenty a mladší daleko méně kontaminované a projevují se v prostoru přehrady v různých hloubkách [1].

Vodný výluhy z kontaminovaných sedimentů z těchto horizontů přehrady vykazují vysoce biologicky toxický potenciál [9]. Toto zjištění laboratorní potvrzují, které ukazují, že jistá resuspenze a při tom postupující oxidace usazenin může vést k chemické labilitě a k částečnému zpětnému uvolnění těžkých kovů [10].

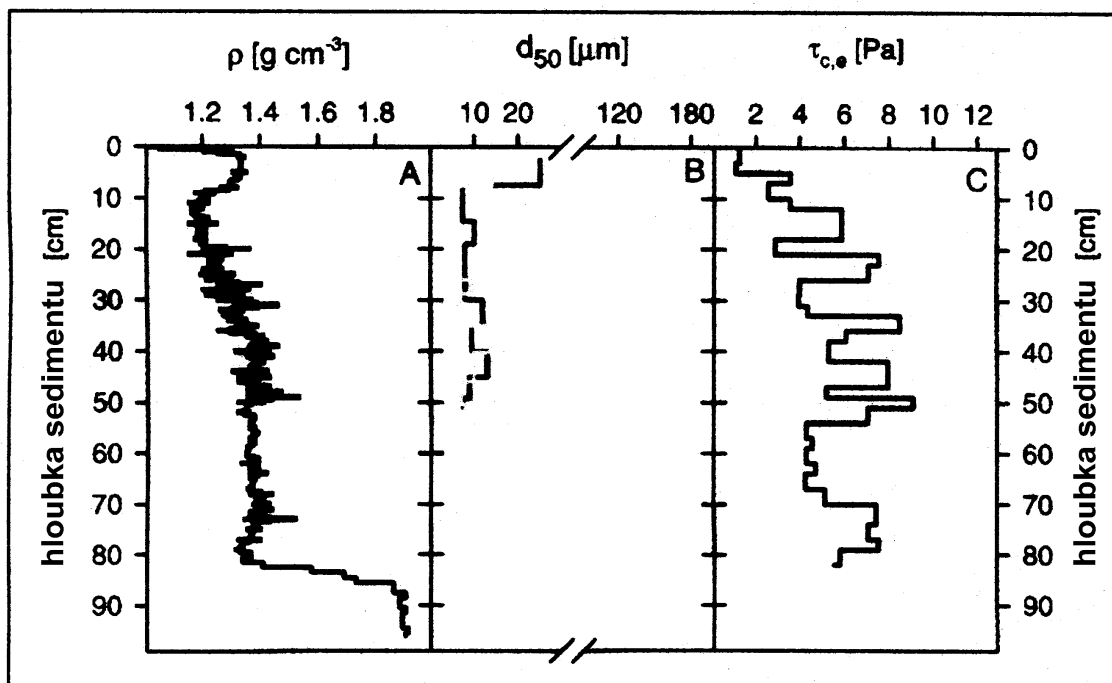
Polní zkoušky dokládají, že během extrémních povodní je erodováno a z prostoru přehrady odnášeno značné množství sedimentů [11]. Numerický výpočet transportu nasvědčuje tomu, že staré kontaminované usazeniny se při takovýchto extrémních událostech lokálně uvolňují a reaktivují. Kromě toho je ze simulace zřejmé, že průběh erozní stability s hloubkou má velký význam pro usazování sedimentů v přehradní nádrži a tím i pro setrvávání škodlivin vázaných na usazeniny [1].

V návaznosti na předkládanou studii o kvalitě sedimentů a numerické simulaci vystupuje do popředí otázka hydraulické remobilizace kontaminovaných sedimentů.

2. Výsledky a diskuze

V říjnu 1997 bylo z přehrady Lauffen odebráno 13 sedimentačních jader k provedení laboratorních experimentů.

Na závěr densimetrických zkoušek bylo u pěti vertikálních profilových jader stanoveno kritické tečné napětí pro začátek eroze ($\tau_{c,e}$). Bylo získáno celkem 150 jednotlivých hodnot pro $\tau_{c,e}$, které se nacházely mezi 0,6 a 9,5 Pa.



Obrázek 4: Vertikální profily sedimentů z Neckaru (km 126,1).

- A: rozsah kolísání měrné hustoty sedimentu (5 jádro),
- B: střední průměr jádra (2 jádro) a
- C: kritické tečné napětí pro erozi usazené hmoty (1 jádro).

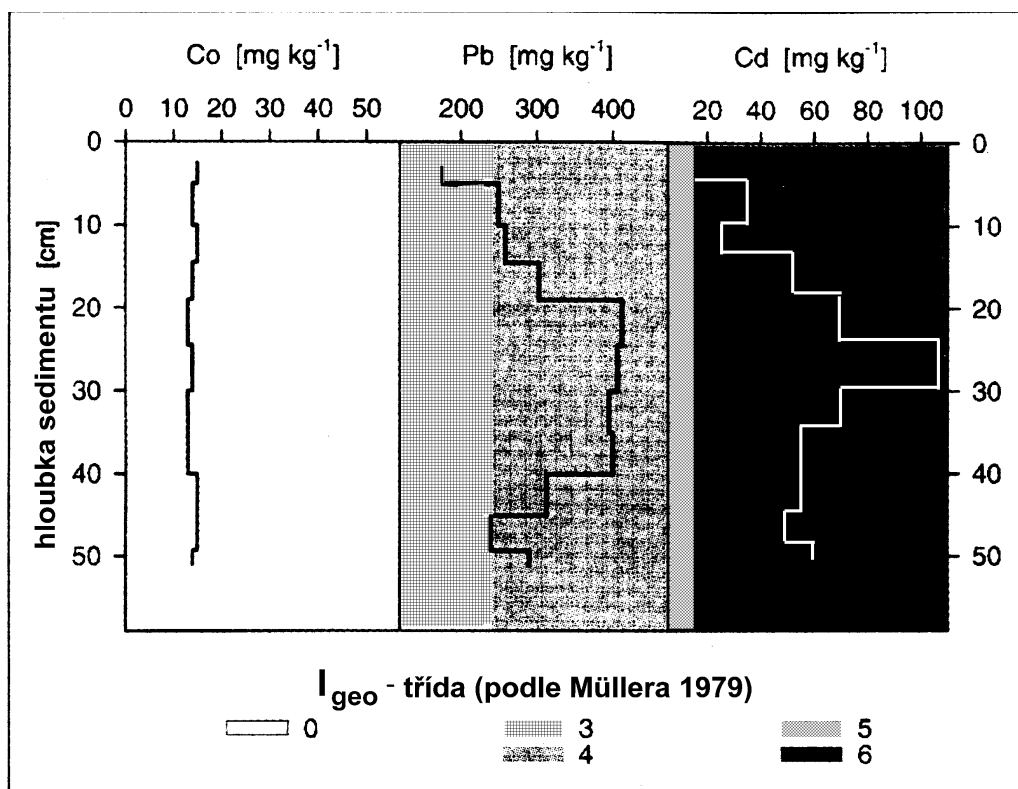
Obsahy kovových stopových prvků byly stanoveny v závislosti na hloubce pro frakci menší než $20\mu\text{m}$, oddělenou vyplavením. Analýza čtyř jader objasnila obrovskou prostorovou heterogenitu zatížení sedimentů v rámci přehrady Lauffen. Tak např. koncentrace kadmia v jemné zrnitostní frakci se pohybovala u celkem 94 zkoušených dílčích vzorků mezi 0,8 a 105 mg/kg. U dvou zkoušených jader se projevilo již velmi vysoké zatížení antropogenními těžkými kovy ve svrchní 5 cm vrstvě, zatímco u dalších dvou jader byly v hloubce do 74 po případě 88 cm zaznamenány pouze nepatrné koncentrace TK.

Výsledky byly exemplárně znázorněny podle bodů sond na 126,1 říčním kilometru (10m od levého břehu). Na tomto místě byly odebrány vzorky pro dále probíhající zkoušky z celkem pěti sedimentačních jader.

Obrázek 4 ukazuje pro tyto vzorkovací body vertikální profily srovnání měrné hmotnosti vrstvy, mediánu průměru částic a kritické erozní tečné napětí. Pět bezprostředně sousedících vzorkovaných sedimentačních jader vykazuje podobné vertikální profily uložených vrstev vrstvy (obrázek 4A) a tudíž i stejnou sedimentologickou strukturu. Výsledky zkoušek jsou tedy pro malé prostory reprezentativní.

Porovnání hustoty profilů s mediánem velikosti částic u dvou jader znázorňuje, že zvýšení měrné hmotnosti ložiska v horní vrstvě 8 cm a níže než 80 cm v oblasti hrubších sedimentárních struktur spolu souvisí. Pozvolný vzrůst měrné hmotnosti v hloubce mezi 20 a 50 cm, je při téměř stejné struktuře, pravděpodobně projevem kompaktnosti sedimentu v důsledku půdně mechanické konsolidace (obrázek 4B).

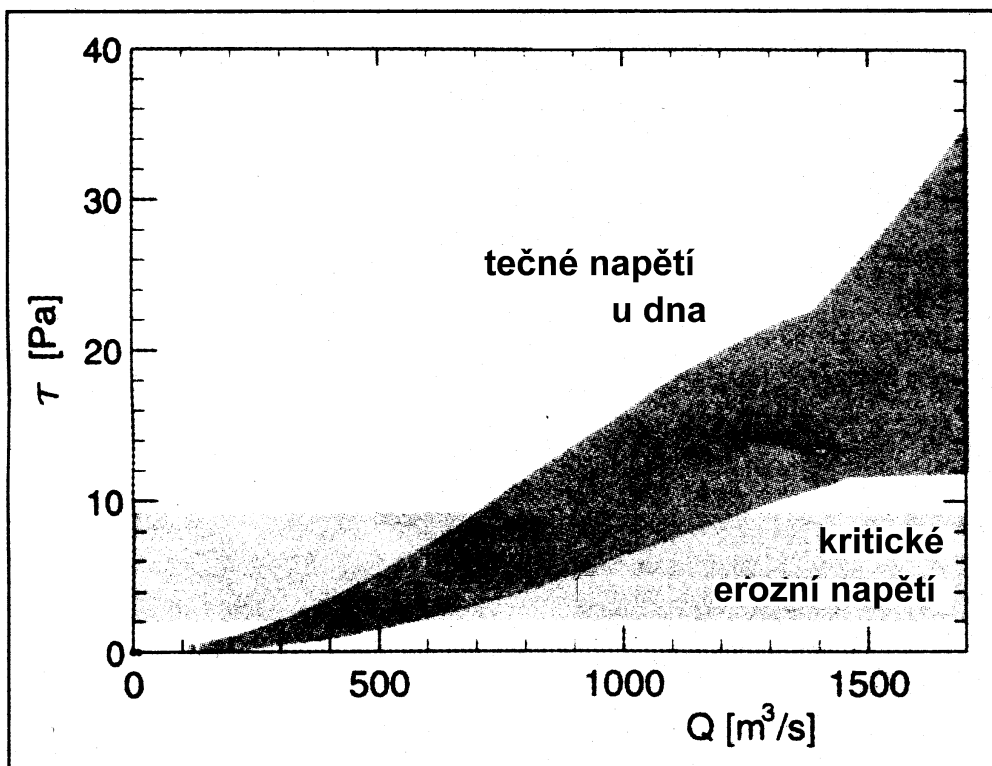
Pro další sedimentační jádro byl pro tento zkušební bod proveden erozní experiment. Začátek eroze byl stanoven při tečném napětí mezi 1 a 9 Pa (obrázek 4C). Erozní stabilita má tendenci s hloubkou se zvyšovat. Tato všeobecná tendence je však většinou překryta u často se vyskytujících inkohherentních variant vyskytujících se obzvláště mezi 20 a 80 cm. V této oblasti kolísá i měrná hmotnost. Prostorová heterogenita má zřejmě v těchto hloubkových zónách, sedimentárních strukturách a složení velký vliv na erozní průběh [4].



Obrázek 5: Vertikální profily pro sedimentační jádro z Neckaru (km 126,1).

Koncentrace Co, Pb a Cd ve frakci částic menších než 20 μ m.

Obrázek 5 ukazuje koncentrace v profilech u antropogenních těžkých kovů olova a kadmia ve srovnání s kobaltem, který pochází téměř výhradně z přírodních zdrojů. Koncentrace kobaltu leží v oblasti hodnot geogenního podloží a mezi jednotlivými úseky sedimentů se prakticky neliší. To objasňuje, že efekt způsobený velikostí částic je eliminován a analýzy vykazují vysokou kvalitu. Kadmium a olovo naproti tomu ve zkoušených sedimentech vykazují silně zvýšenou koncentraci. Oba tyto těžké kovy vykazují zřetelně velké rozdíly v koncentracích mezi jednotlivými dílčími vzorky. Použijeme-li Müllerem uváděný geoakumulační index [12], měl by být dílčí vzorek z hloubky pod 5 cm silněji zatížen olovem. Koncentrace kadmia překračuje přírodní podložní hodnoty u všech dílčích vzorků více než 50x, což samozřejmě odpovídá nadměrnému zatížení kadmiem (I_{geo} -třída = 6). Stupeň kontaminace ve svrchní vrstvě odpovídá teprve starým sedimentům vzniklým ve větších hloubkách na jiných místech v přehradě [1].



Obrázek 6 Šířka pásma měřeného kritického tečného napětí pro začínající erozi ve srovnání s tečným napětím na dně přehrady Lauffen jako funkce odtoku.

Erozní riziko sedimentů v řece Neckaru je znázorněno na obrázku 6 hodnotami experimentálně zjištěných kritických erozních tečných napětí při silách proudění na dně přehrady Lauffen získaných pomocí modelového proudění. Uvedený rozsah hodnot odráží prostorový rozsah kolísání spodních sil proudění a erozní limitní hodnoty pro sedimenty v přehradě. Hodnoty tečného napětí u dna nádrže (τ_0) se nacházejí až do pětinasobného středního vodního průtoku na hladině přehrady Lauffen ($MQ = 88 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) pod kritickými erozními hodnotami, takže není předpokládána žádná eroze. Při odtoku mezi 400 a $1100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ převládá oblast hodnot τ_0 a $\tau_{c,e}$, takže při vzrůstajícím odtoku je třeba počítat s přechodem od místní eroze k erozi plošné. Všechny zkoušené usazeniny jsou při průtoku okolo $1100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, což odpovídá pětileté vodě, odstupňovaně erozně ohroženy.

Na základě dosavadních výsledků zkoušek je možno usoudit, že při nejmenším se lokálně silně kontaminované sedimenty s vysokým potenciálem ohrožení vyskytují blízko povrchu. Ty pak mohou být povodněmi remobilizovány a mohou být přepraveny do oblastí říčního systému, který byly dosud jen slabě zatížené. Jak velký povrchový podíl sedimentů je silně

znečištěný a jak dalece je možno dosud zjištěné erozní limitní hodnoty považovat za reprezentativní pro všechny přehradní nádrže, musí být ještě ověřeno dalšími sondami a zkouškami. To jaká pravděpodobnost že dojde v přehradní nádrži k odkrytí hluboko uložených znečištěných sedimentů a k jejich remobilizaci, závisí do značné míry na tom jak častý bude výskyt zvýšeného průtoku a záplav.

5. Závěrečné shrnutí

Rozsáhlými bezpečnostními opatřeními technického zabezpečení ochrany vod bylo dosaženo zřejmého zlepšení kvality vody v řekách a jezerech. Na mnoha místech vodních systémů se však dosud vyskytují vysoké zátěže škodlivými látkami, které se, třeba i po desítkách let mohou dostat zpět do vody.

Tyto staré zátěže jsou takovým skrytým potenciálem ohrožení pro vodní ekologický systém i pro okolní záplavové plochy, proti kterým jsou dnešní zátěže vyskytující se v souvislosti s externím vstupem daleko méně významné. Pro trvalé zlepšení chemicko-ekologické kvality vod je proto nezbytně nutné zavést perspektivně novou strategii v daném oboru.

Dosud praktikovaný monitoring se omezoval pouze na sledování koncentrací jednotlivých škodlivých látek na povrchu sedimentů. Časové snímky získané v průběhu několika let umožňují dokumentovat časový vývoj zatížení nově vznikajících sedimentů. Nelze ovšem na základě běžného monitorovacího programu posuzovat reaktivační riziko a celkové ekotoxikologické působení všech znečištěných sedimentů. Poněvadž mnohde leží staré zátěže pouze několik decimetrů pod povrchem sedimentů, je pro tento postup nutné hodnotit erozní riziko a ekologický potenciál ohrožení v závislosti na hloubce vodních sedimentů. Autoři proto doporučují, současné monitorovací programy doplnit o takové aspekty, které jsou postavené na hloubkovém hodnocení sedimentů. V tomto příspěvku představujeme k tomuto účelu vhodnou strategii včetně vysvětlujících metod.

Pro hodnocení možného poškození jakosti vod kontaminací sedimenty jsou numerické simulace proudění a transportu založené na experimentální bázi nutné. Zřetel na časovou variabilitu průtoku a ostatních vlivů prostředí umožňuje předjímat pravděpodobnost reaktivity

škodlivin a rozšíření remobilizovaných látek do vodního systému. Kromě toho lze za pomoci modelového výpočtu kvantifikovat příspěvek kontaminovaných sedimentů k celkovému znečištění a porovnat ho se zdroji vnější kontaminace.

Výsledky experimentálního a numerického šetření představují pro daný katastr základ pro vyhodnocení rizika hrozícího z vodních sedimentů. Jedno by měly mít akvatické zátěže společně se zátěžemi v terénu na pevné půdě – klasifikaci podle toho, jak nutné a naléhavé je provedení případné sanace. Příslušný management by měl mít pro každé území dostatečné množství informací, aby mohl s přihlédnutím k finančním a technickým možnostem rozhodnout o způsobu zajištění kvality vody.

Literatura

- 1 KERN, U.: *Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars*. Universität Stuttgart, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 93. 1997.
- 2 CASPARY, H. J.; BÁRDOSSY, A.: *Markieren die Winterhochwasser 1990 und 1993 das Ende der Stationarität in der Hochwasserhydrologie infolge von Klimaänderungen?* WASSER & BODEN, 47 (3), 1995, 18-24.
- 3 VIESER, H.: *Stationarität historischer Reihen extremer Hochwasser in Baden-Württemberg*. WASSER & BODEN, 48 (8), 1996, 50-54.
- 4 KERN, U.; HAAG, L.; SCHÜRLEIN, V.; HOLZWARTH, M.; WESTRICH, B.: *Ein Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten: das SETEG-System*. Wasserwirtschaft, 89(3)1999, 72-77.
- 5 DREHER, TH.: *Non intrusive measurement of particle concentration and experimental characterization of Sedimentation*. Universität Stuttgart. Sonderforschungsbereich 404, Bericht 97/34, 1997.

- 6 KERN, U.; WESTRICH, B.: *Sediment Contamination by Heavy Metals in a Lock-Regulated Section of the River Neckar*. Marine and Freshwater Research, 46, 1995, 101-106.
- 7 FÖRSTNER, U.; CALMANO, W.; AHLF, W.; KERSTEN, M.: *Ansätze zur Beurteilung der „Sedimentqualität“ in Gewässern*. Vom Wasser, 73, 1989, 25-42.
- 8 AHTF, W.: *Ökotoxikologische Sedimentbewertung*. UWSF- Z. Umweltchem. Ökotox., 7 (2), 1995, 84-91.
- 9 HOLLERT, H.; BRAUNBECK, TH.: *Ökotoxikologie in vitro - Gefährdungspotential in Wasser Sediment und. Schwebstoffen*. 1. Aufl., Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz, Projekt Angewandte Ökologie, Heft 21, 1997.
- 10 PEIFFER, S.: *Umweltgeochemische Bedeutung der Bildung und Oxydation von Pyrit in Gewässersedimenten*. Bayreuther Forum Ökologie, Band 47, 1997.
- 11 KERN, U., WESTRICH, B.: *Sediment Budget Analysis for River Reservoirs*. Water, Air and Soil Pollution, 99, 1997, 105 - 112.
- 12 MÜLLER, G.: *Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - Veränderungen seit 1971*. Umschau, 79 (24), 1979, 778-783.

DDT a jeho metabolity v zemědělských půdách České republiky

Šárka Poláková, Pavla Tieffová, Karel Provazník, ÚKZÚZ Brno

Úvod

V roce 1939 byl na trh zaveden nový insekticidní přípravek - DDT. Skvělé výsledky dosahované při používání této látky brzy vedly k jeho celosvětovému rozšíření. Již v 60. letech 20. století se objevily zprávy o výskytu DDT a jeho metabolitů téměř ve všech složkách životního prostředí. Toto a negativní ekotoxikologické vlastnosti DDT vedly k postupnému zákazu používání ve většině zemí světa. V bývalém Československu bylo používání DDT zakázáno v Čechách v roce 1974, na Slovensku o 2 roky později. (Veliš.)

DDT patří do skupiny látek zkráceně označovaných POPs (Persistent Organic Pollutants). Tyto látky projevují výraznou tendenci k dálkovému atmosférickému přenosu a depozici. Předpokládá se, že hlavním mechanismem vysvětlujícím pohyblivost POPs je cyklické vypařování z povrchu půd a vod, které způsobuje jejich unášení do vzduchu ve formě páry a prachu a jejich následnou depozici deštěm, sněhem nebo tuhými částicemi. Opakováním vypařování a depozice dochází k pohybu POPs na značné vzdálenosti ve směru pohybu atmosférických vzdušných mas. (Holoubek et al., 2000)

DDT a jeho deriváty jsou prakticky nerozpustné ve vodě, zato se však velmi dobře rozpouštějí v tucích, s čímž souvisí jejich značný potenciál kumulovat se v tukových tkáních živých organismů.

Hlavním metabolickým a degradačním produktem DDT je DDE (produkt dehydrogenchlorace). Jeho hladina ve vzorcích tkání organismů většinou několikanásobně převyšuje hladinu „mateřského“ DDT. Vzájemný poměr těchto látek indikuje dobu od primární zátěže jak organismu, tak jednotlivých složek životního prostředí. Metabolity DDT jsou velmi perzistentní.

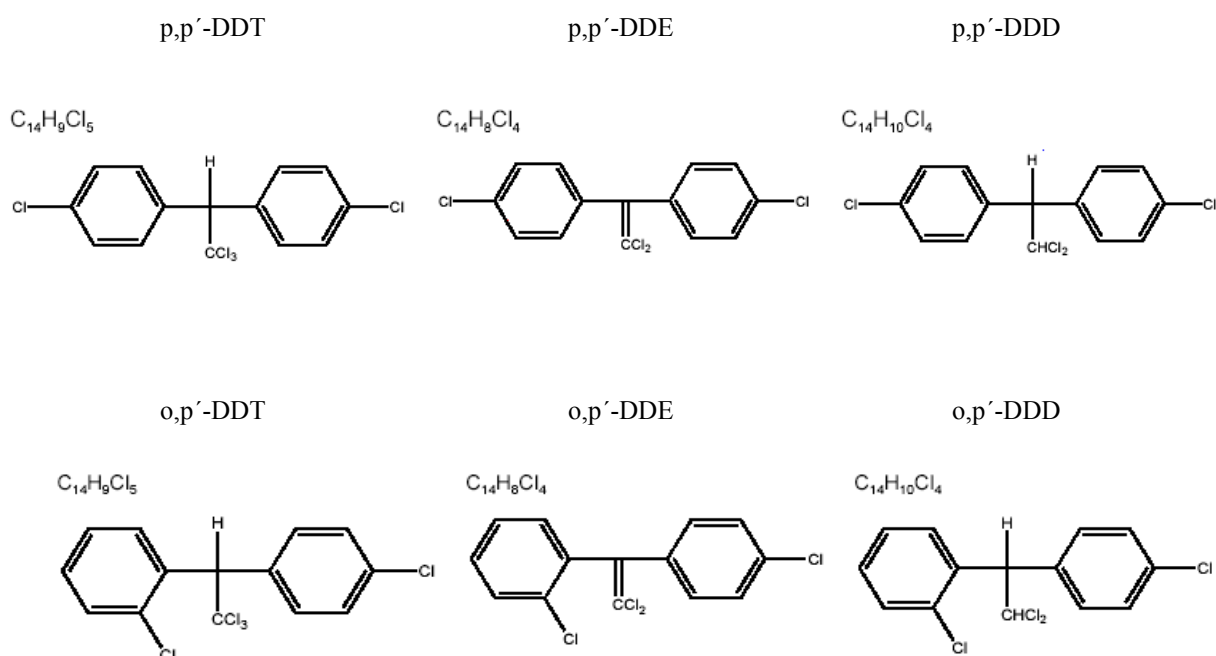
DDT je klasifikován jako potenciální lidský karcinogen, hodnocení podle US EPA – kategorie B2.

V půdě se velmi pevně váže na půdní částice, a tak se stává nepohyblivým. Proto ani nedochází k významnému vyluhování či ztrátám prostřednictvím podzemní vody. Rychlost degradace v půdě závisí na teplotě, v mírném podnebí je DT_{50} 4-30 let.

Chemické vlastnosti

Strukturní vzorce DDT (1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethane) a jeho metabolitů (DDD, DDE) zobrazuje obrázek 1.

Obr. 1 Vzorce DDT a jeho metabolitů



Pro popis a posouzení vlastností pesticidů slouží několik charakteristik, z nichž k nejvýznamějším patří **rozdělovací koeficient oktanol/voda – K_{ow}** a **půdní adsorpční koeficient – K_{oc}** . K_{ow} koreluje s mírou sorpce látky na půdní částice a sedimenty. Látky s vysokým K_{ow} (organochl. pest.) mají značnou afinitu k tukové složce organismů – kumulují se zde (pokud nedochází k odbourání za účasti detoxikačních enzymů). K_{ow} indikuje

rozpustnost látky v tuku. Za dobře rozpustné jsou považovány látky s hodnotou pK_{ow} ($\log K_{ow}$) vyšší než 4. K_{oc} – půdní adsorpční koeficient indikuje schopnost sorpce. Čím vyšší K_{oc} , tím vyšší perzistence v půdě – vázané reziduum lze jen obtížně biodegradovat.). Hodnoty K_{ow} a K_{oc} pro DDT jsou uvedeny v tabulce 1.

Tabulka 1 *Hodnoty K_{ow} a K_{oc} pro DDT a jeho metabolity*

	p,p'-DDT	o,p'-DDT	p,p'-DDE	o,p'-DDE	p,p'-DDD	o,p'-DDD
$\log K_{ow}$	6,91	6,79	6,61	6,00	6,02	5,87
$\log K_{oc}$	5,18	5,35	4,70	5,19	5,18	5,19

Materiál a metody

Vzorkování půd

Půdní vzorky pro stanovení DDT a jeho metabolitů jsou odebírány jednou ročně, vždy po sklizni zemědělské plodiny, na 40 plochách Bazálního monitoringu půd (BMP) od roku 2000. Z toho na čtyřech plochách je trvalý travní porost (TTP), na jedné chmelnice a ostatní jsou vedeny jako orná půda. DDT a jeho metabolity jsou stanovovány také v pěti půdních vzorcích z chráněných území.

Každá plocha je v terénu definována zeměpisnými souřadnicemi; její rozměry jsou 40x25 m (1000m²). Půdní vzorky jsou odebírány u orných půd a chmelnice z orničního horizontu (dle mocnosti, maximálně do 30 cm) a podorničí (30-60 cm). U trvalých travních porostů je nejdříve odstraněna svrchní drnová vrstva a poté jsou odebrány vzorky z hloubky 0-10 cm a 11-25 cm. Hloubka odběrů vzorků nenarušených půd v chráněných oblastech koresponduje s diagnostickými horizonty.

Okamžitě po odběru jsou vzorky zmrazeny a další úpravy probíhají přímo v laboratoři.

Princip stanovení látek DDT

Organochlorové látky se ze vzorku extrahují do směsi hexan-aceton. Extrakt s přídavkem vnitřního standardu se přečistí na sloupci silikagelového sorbentu a dočistí přídavkem elementární mědi a zanalyzuje se metodou GC/MS v SIM režimu měření. Obsah všech látek ze skupiny DDT se vyhodnotí z výšek vybraných charakteristických iontů. K identifikaci a kvantitativnímu vyhodnocení stanovovaných látek se použije kombinace vnitřního a vnějšího standardu. Mez stanovení pro jednotlivé stanovované složky byla $1 \mu\text{g kg}^{-1}$ sušiny vzorku, tj. LOQ = 1 ppb.

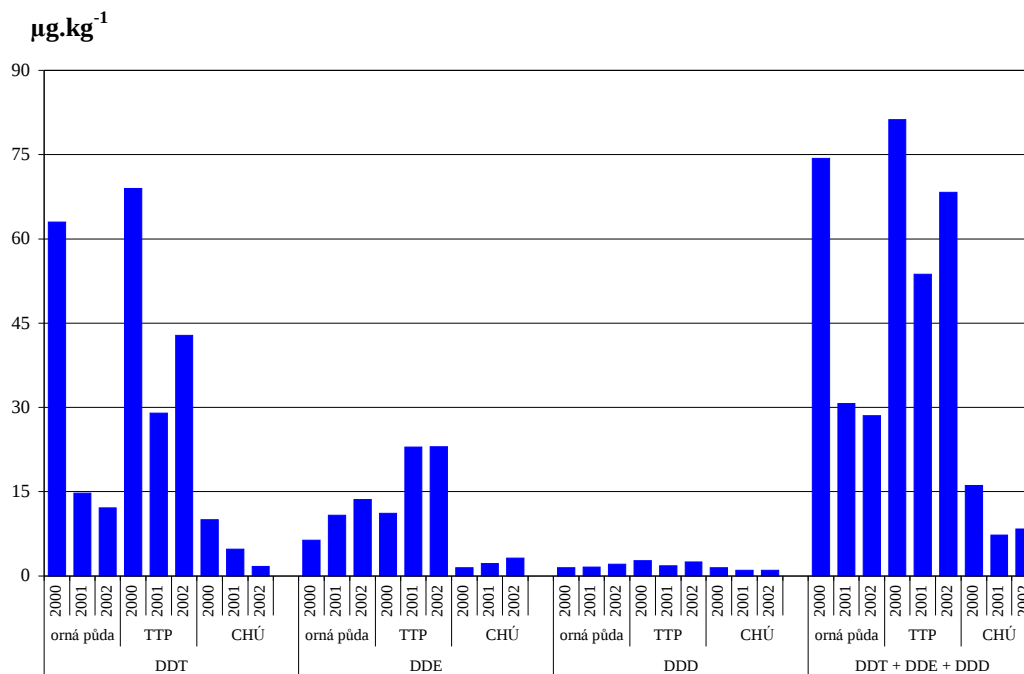
Vzorky jsou analyzovány v chemických laboratořích LO ÚKZÚZ podle příslušných metodik uvedených v JPP (jednotné pracovní postupy ÚKZÚZ).

Zhodnocení výsledků

Příspěvek je zpracován z dat za roky 2000 až 2002. Jak je patrné z grafu 1, medián obsahu poklesl u DDT a naopak se zvýšil u jeho metabolitů DDE i DDD na orných půdách a na půdách v chráněných územích. Pravděpodobně to lze vysvětlit probíhající dekompozicí. Na orných půdách a v chráněných územích došlo ke snížení celkové sumy látek skupiny DDT. Tento trend není patrný u trvalého travního porostu, který má v ornici zjištěny nejvyšší průměrné obsahy těchto látek.

Medián pro DDT i celkovou sumu DDT a jeho metabolitů je dvakrát větší u TTP než u orných půd (tab. 2). Průměrná hodnota obsahů jednotlivých látek je značně ovlivněna několika extrémními hodnotami, medián obsahu DDT v ornici orných půd je $22,7 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Vezmeme-li v úvahu, že vyhláškou (13/1994 Sb.) stanovený limit pro organické chlorované pesticidy (jednotlivé) je $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$, je zarážející, že ani hodnota mediánu nevyhovuje tomuto limitu. Ze 105 analyzovaných vzorků celých 70 % překračuje stanovený limit, a to pouze pro DDT.

Graf 1 Hodnoty mediánu pro DDT a jeho metabolity za roky 2000 – 2002 ve vzorcích ornice z pozorovacích ploch BMP a svrchního horizontu monitorovacích ploch v chráněných územích ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)



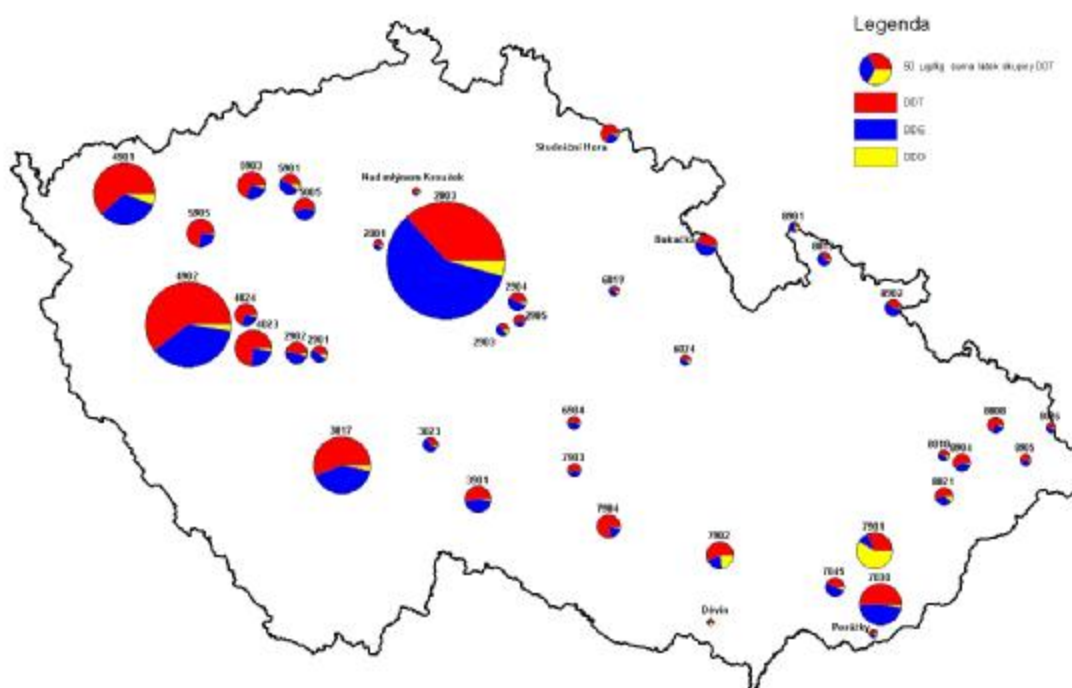
Protože však DDE i DDD jsou metabolity DDT, bylo by vhodné posuzovat tyto látky jako „skupinu látek DDT“. V tomto případě by vyhláše neodpovídalo 82 % vzorků a u TTP dokonce 92 % vzorků!!

Nejnižší průměrné hodnoty i hodnoty mediánu byly zjištěny ve svrchním horizontu půd chráněných území.

Tabulka 2 Základní statistické charakteristiky pro DDT a jeho metabolity za roky 2000 - 2002 ve vzorcích ornice z pozorovacích ploch BMP a svrchního horizontu monitorovacích ploch v chráněných územích ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

	ORNÁ			TTP			CHÚ			DDT + DDE+ DDD		
	DDT	DDE	DDD	DDT	DDE	DDD	DDT	DDE	DDD	or.p.	TTP	CHÚ
průměr	71,5	33,0	5,82	113	42,6	7,00	16,4	5,06	2,11	110	162	23,5
medián	22,7	9,5	1,80	49,7	13,0	1,80	10	2,20	< 1	36,5	70,7	12,0
min	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4,20	< 3	< 3
max	889	600	68,3	442	149	442	84,0	19,2	8,5	1263	571	91
počet vz.	105	105	105	12	12	12	15	15	15	105	12	15

Obr. 2 Celková suma látek skupiny DDT a jejich vzájemný poměr na pozorovacích plochách BMP v roce 2001



Obrázek 2 přehledně zobrazuje rozložení pozorovacích ploch BMP na území ČR a celkové hodnoty sumy látek skupiny DDT v roce 2001.

Významné pro posouzení stavu půd je také určení vzájemného poměru DDT a jeho metabolitů, neboť tento poměr vypovídá o stáří zátěže. Více než polovina vzorků monitoringu vykazuje minimálně 50% zastoupení DDT ve skupině těchto látek.

Závěr

Používání přípravků na bázi DDT bylo na území České republiky zakázáno již v roce 1974, přesto se DDT nachází na všech sledovaných lokalitách. Nezanedbatelné obsahy byly zjištěny na monitorovacích plochách v chráněných územích, což potvrzuje migrační princip šíření těchto látek v ekosystému. Projevuje se zřetelný nárůst DDE (hlavní metabolit) na úkor DDT.

Pro statistické vyhodnocení vývoje a trendu rozkladu DDT v půdě je třeba nashromáždit více dat pořízených stejným analytickým způsobem v jedné laboratoři a za delší časové období.

DDT a jeho metabolity představují z hlediska kvality půdy problematickou skupinu látek. Sice nelze hovořit o možné kontaminaci zemědělské produkce, z hlediska lidského zdraví a trvale udržitelného rozvoje se však jedná o dlouhodobé zatížení půdy.

Posouzení statické a dynamické metody vyluhování rtuti z kontaminované půdy a říčního sedimentu

*Vlasta Štefanidesová, Katarína Rapošová, Vysokoškolský ústav chemie materiálů,
Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava, tř. 17. listopadu 15, 708 33 Ostrava - Poruba,
e-mail: vlasta.stefanidesova@vsb.cz, katarina.raposova@vsb.cz*

1. Úvod

Zemědělské a urbanistické aktivity mohou znečistit půdu různými způsoby. Potenciálním zdrojem těžkých kovů jsou odpadní kaly, odpadní vody, některá hnojiva a emise z továren. Půda a sedimenty vodních toků, moří, oceánů a nádrží patří k těm materiálům, které mají při koloběhu rtuti v přírodě značný význam. Zastoupení rtuti v půdě je výsledkem nejrůznějších dílčích chemických rovnovah. Rtuť se může vyskytovat v tuhé fázi primárních nerostů, v komplexech s organickou hmotou nebo se může vyskytovat v rozpustné nebo dokonce v prchavé formě včetně par organických rtuťových sloučenin.

Odhad podílu stopových prvků v půdě, který je využitelný kořenovým systémem rostlin se provádí stanovením těchto prvků v extraktech půd, připravených za mírných chemických podmínek. Zpravidla se jedná o extrakci vodou nebo zředěnými roztoky elektrolytů, jako je např. $0,1 \text{ mol.l}^{-1} \text{ CaCl}_2$. Mnohdy se používají i účinnější extrakční činidla, jako jsou roztoky komplexonů (EDTA) nebo kyselina dusičná. Jejich použití simuluje chování kořenů rostlin, které vylučují do svého nejbližšího okolí v půdě některé látky s komplexotvornými a rozpouštěcími účinky (zřejmě organické kyseliny) a ty pak rozpouští i některé formy prvku, které nejsou primárně přítomny v půdním roztoku [1].

Metody vyluhování, které byly navrženy k vyhodnocení obsahu těžkých kovů v půdách, sedimentech a ostatních materiálech, vykazují odlišné výsledky u jednotlivých vyluhovacích metod, protože u každé se používají jiné extrakční podmínky (pH vyluhovacího činidla, doba extrakce, poměr pevná fáze/roztok, způsob extrakce, atd.) [2]. Je proto obtížné srovnávat jednotlivé vyluhovací metody. Z nejčastěji používaných vyluhovacích metod můžeme jmenovat: statické vyluhování (dlouhodobé i krátkodobé), vyluhování třepáním (vertikálním, horizontálním), kolonové a následné vyluhování.

V normách [3, 4, 5] je popsáno loužení vzorku půdy vodou (poměr fází 1:10), vzorek se extrahuje na rotační třepačce 24 hodin. Při loužení vzorku kyselinou dusičnou se vzorek převrství 100 ml zředěné kyseliny dusičné, aby byl poměr fází 1:10, nechá se 16 hodin stát a pak se extrahuje 60 minut na rotační třepačce při 50 otáčkách za minutu. Poté je tuhá fáze odfiltrována a následně stanoveny těžké kovy příslušnou analytickou metodou – CV AAS, HG AAS, ETA AAS, FA AAS, ICP AES, AMA-254.

V práci [6] a [7] byla stanovena vyluhovatelnost rtuti ze vzorku půd a říčního sedimentu slabými vyluhovacími činidly - H_2O , HNO_3 ($0,2 \text{ mol.l}^{-1}$), H_2SO_4 ($0,002 \text{ mol.l}^{-1}$), EDTA ($0,1 \text{ mol.l}^{-1}$), CaCl_2 ($0,1 \text{ mol.l}^{-1}$) a KNO_3 ($1,0 \text{ mol.l}^{-1}$) podle výše popsaných norem. I přes relativně vysoké celkové koncentrace rtuti v původních vzorcích byla koncentrace rtuti ve výluzích vzorků menší než limitní koncentrace, tj. $0,001 \text{ mg.l}^{-1}$. Bylo dokázáno, že rtuť je vázána v půdách a říčním sedimentu ve stabilních chemických sloučeninách. Úprava vzorků na velikost částic menší než $0,2 \text{ mm}$ a tím zvětšení povrchu, který je ve styku s extrakčním činidlem nevede vždy k uvolnění většího množství rtuti do roztoku.

V článku [8] byl proveden vyluhovací test (TCLP-Toxicity characteristic leaching procedure). Byly připraveny dva vyluhovací roztoky, první byl acetátový pufr připravený z $5,7 \text{ ml}$ kyseliny octové a 1 l destilované vody a jeho pH bylo upraveno roztokem hydroxidu sodného (1 mol.l^{-1}) na hodnotu $4,93$, druhý byl připraven zředěním $5,7 \text{ ml}$ kyseliny octové na 1 l destilované vody, roztok měl $\text{pH} = 2,88$. Pevná látka (popílek) byla smíchaná s roztokem v poměru 1:20. Po 18ti hodinách statického vyluhování byla provedena analýza výluhu. Vzhledem k vysokým původním obsahům toxických kovů ve vzorku popílku byly vyluhované koncentrace kovů velmi nízké (koncentrace vyloužené rtuti byla $< 0,001 \text{ mg.l}^{-1}$, olova $< 0,01 \text{ mg.l}^{-1}$, kadmia $< 0,05 \text{ mg.l}^{-1}$).

Marsalek a Stone [9] zkoušeli vyluhovat kovy (Cu, Pb, Ni a Zn) ze sedimentu (z Ontaria) v $0,5 \text{ mol.l}^{-1}$ HCl po dobu 12 hodin, protože v původním vzorku sedimentu byly naměřeny koncentrace těchto kovů přesahující nejnižší stanovenou hodnotu pro oblast Ontaria. Autoři zjistili, že Pb a Zn jsou převážně vázány v uhličitanech, v oxidech železa a manganu a v organickém materiálu, zatímco Cd vykazovalo vysokou afinitu k organickému materiálu a menší pro uhličitany. Zjistili, že kovy se dostaly do sedimentu z ulice pomocí dešťů a tání sněhu a nepříznivě ovlivňují kvalitu vody. Kovy se považují za potenciálně biodostupné.

Wasay [10] sledoval vyluhování toxických kovů (Hg, Cr, As) při různém pH (3,5-10,5). Vzorek popílku (2 g) loužil destilovanou vodou (50 ml) po různou dobu. Vhodné pH bylo upraveno ředěním kyselých a zásaditých roztoků. Výluhy se proměřily na AAS. Zjistil, že při nejnižším pH (3,5) byla koncentrace vyloužené Hg největší ($3,06 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) a s rostoucím pH klesala, ale koncentrace vylouženého Cr při pH 3,5 byla nejnižší ($28,8 \text{ mg.l}^{-1}$) a vylouženého As byla také nejnižší ($4,0 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) a s rostoucím pH koncentrace Cr a As rostly.

Dudas [11] provedl dlouhodobé vyluhování vybraných prvků z popílku. Vzorky popílku o hmotnosti 250 g byly umístěny do tří umělohmotných válců s vnitřním průměrem 6,9 cm. Popílek z prvního válce byl loužen se 124 litry, z druhého 254 litry a z třetího 421 litry destilované vody. Destilovaná voda byla kontinuálně přiváděna po dobu dvou let. Vzorky výluhů byly analyzovány na AAS. Ve výluhu z prvního válce byla naměřena koncentrace rtuti $0,17 \text{ mg.l}^{-1}$, z druhého $0,30 \text{ mg.l}^{-1}$ a ze třetího $0,24 \text{ mg.l}^{-1}$.

Hassetta [8] provedl vyluhování vzorku popílku metodou LTL (Long-Term leaching). Použil destilovanou a deionizovanou vodu. Vzorky byly analyzovány po 18ti hodinách a pak v určitých intervalech po dobu 90ti dnů. Zjistil, že po dlouhodobém kontaktu s vodou se vytváří sekundárně hydratované fáze s odlišným mineralogickým a chemickým složením, než jaké bylo v původním materiálu.

V článku [2] se u kolonového vyluhování deionizovaná voda vstřikává do kolony, kde je 100 g vzorku popílku nasyceného vodou. Metoda trvá 546 hodin. Výluhy byly proměřeny na ICP-AES. Koncentrace těžkých kovů ve výluhů (Pb a Cd) byly pod mezí detekce.

Waren a Dudas [12] provedli vyluhování prvků (Al, Si, Ca, Na, K, Mg, Fe, a Mn) z popílku za použití pěti na sebe navazujících vyluhovacích kolon. Vyluhovací roztoky protékaly přes popílek rychlostí jednoho přidavku roztoku každých 24 až 48 hodin. První kolona obsahovala nejmenší podíl popílku, který byl loužen největším objemem kyselého roztoku. Každá následující kolona obsahovala více popílku než předchozí a každá byla louhována menším množstvím kyselého roztoku. Popílek první kolony proto podléhal intenzivnější acidifikaci a rozpouštění než popílek z následujících kolon. Podíly z výluhů se téhož dne analyzovaly pomocí atomové absorpční spektroskopie. Výluhy v první koloně obsahovaly větší množství rozpuštěných kovů.

V další studii [13] byly vzorky popílku umístěny spolu s extrakčním činidlem do průhledných umělohmotných kolon (průměru 0,2 nebo 0,145 m) vysokých 0,6 m. Činidlo se přivádělo spodní částí kolony a frakce výluhů se jímaly shora do nádobky a analyzovaly se metodou AAS. Vyluhovacím činidlem byla uměle vytvořená dešťová voda, která se připravila rozpuštěním následujících látek v demineralizované vodě: $0,5 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NaCl}$, $0,19 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NaHCO}_3$, $0,25 \text{ mg.l}^{-1} \text{ CaCl}_2 \cdot 2 \text{ H}_2\text{O}$ a $0,27 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Na}_2\text{SO}_4$. Ve výluhu se stanovovaly obsahy těchto kovů: As, Cr, Mo, Se, V a Hg. Koncentrace kovů ve výluhu s časem rostly, koncentrace Hg byla pod mezí detekce. Kovy (As, Cr, Mo, Se, V) se uvolnily z popílku ve formě aniontů AsO_4^{3-} , CrO_4^{2-} , MoO_4^{2-} , SeO_4^{2-} a VO_4^{2-} .

INSA metoda se skládá ze tří následných extrakcí, každá trvá 24 hodin (proces trvá celkem 72 hodin). Vzorky popílku (100 g v 1 l deionizované vody) se sytí oxidem uhličitým a vzduchem. Výluhy byly proměřeny na ICP-AES. Koncentrace těžkých kovů ve výluhů (Pb a Cd) byly pod mezí detekce [2].

Další následné loužení [13] bylo provedeno tímto postupem. Vzorek popílku s různým poměrem pevné a kapalné fáze se smíchal s 1000 ml demineralizované vody v polyethylenové láhvi objemu 1 nebo 2 litry. Láhev se nechala rotovat 23 hodin. Poté se výluhy zfiltrovaly, filtrační papír i se vzorkem se vrátil do láhve a zalil dalším podílem demineralizované vody. Procedura se opakovala celkem pětkrát. Koncentrace Hg v takto získaných výluzích byla pod mezí detekce.

Cílem předkládané práce je ověřit možnost použití statické [8], dynamické [3,4,5] a dlouhodobé [8] extrakce rtuti z kontaminované půdy a říčního sedimentu.

2. Experimentální část

2.1. Popis vzorků, původní složení půd a sedimentu

K ověření extrakčních postupů byl vybrán jeden vzorek půdy ze silně znečištěné oblasti Ostravského regionu s vysokým obsahem rtuti a jeden vzorek sedimentu ze dna Černého potoka v Ostravě-Přívozu. Ve vzorku půdy P se nacházely malé a velké kamínky, úlomky cihel a vzorek měl intenzivní dehtovitý zápach. Celková hmotnost vysušeného vzorku půdy byla 5919,0 g (obsah rtuti $0,7334 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Vzorek sedimentu S byl bahnitý s vysokým obsahem vody a s příměsí malých kamínků a kousků trav s intenzivním hnilobným zápachem. Celková hmotnost nevysušeného sedimentu byla 4956,0 g, vzorek sedimentu obsahoval 27,1 % vody stanovené volným vysušením při laboratorní teplotě (obsah rtuti v suchém vzorku $0,5963 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Obsahy rtuti v původním vzorku vysušené půdy a sedimentu byly stanoveny jednoúčelovým atomovým absorpčním spektrometrem AMA 254 ve Vysokoškolském ústavu chemie materiálů VŠB – TU Ostrava.

Vzorky byly podrobeny sítové analýze podle normy [14] a rozděleny do pěti frakcí různé zrnitosti, jak je uvedeno v tabulkách 1 a 2. K analýze byly použity pouze nejjemnější frakce půdy: P3 (0,63 – 2 mm), P4 (0,2 – 0,63 mm) a P5 (< 0,2 mm) a stejné frakce sedimentu (S3 – S5). Analýza původních vzorků i jednotlivých frakcí půdy a sedimentu byla provedena na přístroji XRFS (energieově disperzní spektrometr (EDS) SPECTRO X-LAB, firmy SPECTRO AI (SRN) ve Vysokoškolském ústavu chemie materiálů Vysoké školy báňské – Technické univerzity v Ostravě. Podle obsahů prvků v obou vzorcích můžeme konstatovat, že oba vzorky mají podobné složení, u vzorku sedimentu je vyšší ztráta žíháním. Analýza původních obsahů rtuti v jednotlivých frakcích vzorku půdy a sedimentu byla provedena na přístroji AMA-254, hodnoty jsou uvedeny v tabulce 1 a 2. Nejvyšší obsah rtuti byl v nejjemnější frakci půdy (P5). Srovnáním původních obsahů rtuti ve frakcích půdy a sedimentu můžeme říct, že všechny frakce vzorku půdy obsahovaly vyšší obsahy rtuti než frakce sedimentu. Chemické složení jednotlivých frakcí vzorku půdy a sedimentu je uvedeno v tabulce 3.

Tabulka č. 1 Rozdělení vzorku půdy do jednotlivých frakcí a původní obsahy rtuti.

<i>frakce</i>	<i>zrnitost [mm]</i>	<i>hmotnost [g]</i>	<i>procentuální zastoupení</i>	<i>původní obsah rtuti [μg.g⁻¹]</i>
P1	> 10	1156,5	19,5	Neměřeno
P2	2 – 10	2103,5	35,5	Neměřeno
P3	0,63 – 2	1075,5	18,2	1,026
P4	0,2 – 0,63	945,5	16,0	0,950
P5	< 0,2	638,5	10,8	1,625

Tabulka č. 2 Rozdělení suchého vzorku sedimentu do jednotlivých frakcí a původní obsahy rtuti.

<i>frakce</i>	<i>zrnitost [mm]</i>	<i>hmotnost [g]</i>	<i>procentuální zastoupení</i>	<i>původní obsah rtuti [μg.g⁻¹]</i>
S1	> 10	583,8	16,2	Neměřeno
S2	2 – 10	1224,8	33,9	Neměřeno
S3	0,63 – 2	670,8	18,6	0,387
S4	0,2 – 0,63	526,8	14,6	0,566
S5	< 0,2	605,8	16,8	0,836

Tabulka č. 3 Chemické složení a ztráta žiháním (ZŽ) jednotlivých frakcí vzorku půdy a sedimentu.

<i>PŮDA</i>				<i>SEDIMENT</i>		
<i>frakce /oxid [%]</i>	<i>P5 <0,2 [mm]</i>	<i>P4 0,2-0,6 [mm]</i>	<i>P3 0,63-2 [mm]</i>	<i>S5 <0,2 [mm]</i>	<i>S4 0,2-0,6 [mm]</i>	<i>S3 0,63-2 [mm]</i>
CaO	2,44	1,80	2,17	1,49	1,54	1,69
MgO	1,20	1,40	1,40	1,40	1,20	1,50
SiO₂	62,30	67,50	65,40	60,00	66,70	61,10
Al₂O₃	13,40	13,70	13,40	13,30	11,70	13,5
Fe₂O₃	4,02	3,33	4,13	5,04	3,85	4,82
TiO₂	0,50	0,44	0,47	0,60	0,43	0,55
K₂O	1,99	1,94	1,92	2,05	1,75	1,93
MnO	0,081	0,073	0,097	0,097	0,112	0,124
P₂O₅	0,16	0,17	0,11	0,44	0,44	0,53
SO₃	3,30	1,70	1,50	1,10	1,20	1,50
Na₂O	<1	1,30	1,00	1,70	1,60	<1
ZŽ	9,60	6,62	8,37	12,73	8,94	11,47

Použité chemikálie

Kyselina dusičná, HNO_3 , čistota p.a., Lachema a.s., Neratovice, Česká republika,
kyselina chlorovodíková, HCl , čistota p.a., Lachema a.s., Neratovice, Česká republika,
kyselina sírová, H_2SO_4 , čistota p.a., Lachema a.s., Neratovice, Česká republika,
kyselina ethylendiamintetraoctová, EDTA, čistota p.a., Lachema a.s., Neratovice, Česká republika,
chlorid vápenatý, CaCl_2 , čistota p.a., PARK, Northampton, U.K.,
dusičnan draselný, KNO_3 , čistota p.a., Lachema a.s., Neratovice, Česká republika,
CRM dusičnanu rtuťnatého, HgNO_3 (1 g.l⁻¹), fa MERCK KgaA, 64271, Darmstadt Germany,
 $\beta_{(\text{Hg})} = 1000 \pm 2 \text{ mg.l}^{-1}$,
destilovaná voda.

Obohacení vzorků rtuť

Z výsledků předcházejících výzkumů [6] vyplynulo, že obsahy rtuť ve výluzích připravených extrakčními činidly - H_2O , HNO_3 (2,0 mol.l⁻¹), H_2SO_4 (0,002 mol.l⁻¹), EDTA (0,1 mol.l⁻¹), CaCl_2 (0,1 mol.l⁻¹), HCl (1,0 mol.l⁻¹) a KNO_3 (1,0 mol.l⁻¹) byly vždy menší než 0,001 mg.l⁻¹. Byl proveden předběžný pokus, kdy byly vzorky půdy obohaceny 20, 50 a 80 $\mu\text{g Hg}(\text{NO}_3)_2$ na 1g vzorku a louženy v HNO_3 (2,0 mol.l⁻¹). Při přidavku 20 $\mu\text{g Hg}(\text{NO}_3)_2$ na 1 g vzorku byly obsahy rtuť ve výluhu větší než 0,001 mg.l⁻¹, proto byly i vzorky v této práci obohaceny přidavkem 20 μg rtuť na g vzorku. Pro dlouhodobé vyluhování byl zvolen přidavek 50 $\mu\text{g Hg}(\text{NO}_3)_2$ na g vzorku.

2.2 Extrakce vzorků

Statická metoda vyluhování rtuť

Z laboratorního vzorku byly odebrány dva analytické vzorky, které se extrahovaly činidlem známé koncentrace za laboratorní teploty. Do uzavíratelné polyethylenové nádoby objemu 250 ml bylo nasypáno $10,00 \pm 0,02$ g vzorku a přidáno $100 \pm 0,2$ ml vyluhovacího činidla, aby poměr fází byl 1:10. Po důkladném ručním protřepání se suspenze nechala stát 16 hodin (přes noc) při laboratorní teplotě (20 ± 2 °C). Po této době se opět ručně protřepala tak, aby se rozrušil sediment a vznikla suspenze.

Dynamická metoda vyluhování rtuti

Z laboratorního vzorku byly odebrány dva analytické vzorky, které se extrahovaly činidlem známé koncentrace za laboratorní teploty. Do uzavíratelné polyethylenové nádoby objemu 250 ml bylo nasypáno $10,00 \pm 0,02$ g vzorku a přidáno $100 \pm 0,2$ ml vyluhovacího činidla, aby poměr fází byl 1:10. Po důkladném ručním protřepání se suspenze nechala extrahovat 16 hodin (přes noc) při laboratorní teplotě (20 ± 2 °C) na rotační třepačce, rychlost otáčení: 3 otáčky za minutu.

Další zpracování vzorku bylo pro obě metody stejné. Vzorek byl filtrován přes membránový filtrační papír (velikost pórů $0,39 \mu\text{m}$) na filtračním zařízení s vývěvou. Filtrace musí být zahájena do 60 min po ukončení extrakce. Celková doba oddělení fází nesmí překročit 2 hod. Stabilizace vzorku se provádí dichromanem draselným, kyselinou dusičnou a kyselinou chlorovodíkovou. Neprovádí se v případě kyselého vzorku a tehdy, když měříme koncentraci vyloužené rtuti okamžitě po filtraci. Těmito postupy probíhalo vyluhování rtuti z půdy kyselinou dusičnou (2 mol.l^{-1}), dusičnanem draselným ($1,0 \text{ mol.l}^{-1}$), chloridem vápenatým ($0,1 \text{ mol.l}^{-1}$), EDTA ($0,1 \text{ mol.l}^{-1}$), kyselinou sírovou ($0,009 \text{ mol.l}^{-1}$), kyselinou chlorovodíkovou ($1,0 \text{ mol.l}^{-1}$) a destilovanou vodou.

Dlouhodobé vyluhování

Do plastové láhve objemu 250 ml se naváží $25 \pm 0,02$ g vzorku půdy nebo sedimentu a přidáme extrakční činidlo, aby poměr fází byl 1:10. Po důkladném protřepání se injekční stříkačkou odebere malé množství výluhu (asi 4 ml) a zfiltruje přes filtr (velikost pórů $0,45 \mu\text{m}$). Okamžitě po zfiltrování se měří koncentrace rtuti ve výluhu a zbytek obsahu plastové láhve se důkladně protřepe. V uvedených časových intervalech se odebírají další podíly výluhu a opět po zfiltrování se měří koncentrace rtuti. Pro ověření dlouhodobého vyluhování byla použita jako vyluhovací činidla HNO_3 (2 mol.l^{-1}) a EDTA ($0,1 \text{ mol.l}^{-1}$).

Stanovení rtuti ve výluzích z jednotlivých frakcí vzorku půdy a sedimentu byla provedena na přístroji AMA-254. Všechny uvedené výsledky jsou průměrnou hodnotou ze dvou paralelních stanovení. Koncentrace rtuti vyloužené ze sedimentu jsou uvedeny vzhledem k suchému vzorku.

3. Výsledky a diskuse

Srovnání statické a dynamické metody vyluhování rtuti z půdy

Koncentrace rtuti ve výluzích získané pro jednotlivé frakce oběma metodami jsou uvedeny v tabulce 4. U frakce P5 použitím statické metody vylouženy tyto koncentrace rtuti: u činidla HNO_3 0,113 mg.l^{-1} , EDTA 0,085 mg.l^{-1} , HCl 0,007 mg.l^{-1} . U H_2O , CaCl_2 , KNO_3 a H_2SO_4 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} . Použitím dynamické metody byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: pro HNO_3 0,066 mg.l^{-1} , EDTA 0,002 mg.l^{-1} , HCl 0,016 mg.l^{-1} . U H_2O , CaCl_2 , KNO_3 a H_2SO_4 byly koncentrace rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} . U frakce P4 použitím statické metody byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: u činidla HNO_3 0,088 mg.l^{-1} , EDTA 0,006 mg.l^{-1} , HCl 0,001 mg.l^{-1} , KNO_3 0,005 mg.l^{-1} . U H_2O , CaCl_2 , a H_2SO_4 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} . Použitím dynamické metody byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: pro HNO_3 0,047 mg.l^{-1} , EDTA 0,002 mg.l^{-1} , HCl 0,017 mg.l^{-1} . U H_2O , CaCl_2 , KNO_3 a H_2SO_4 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} . U frakce P3 použitím statické metody byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: u činidla HNO_3 0,117 mg.l^{-1} , EDTA 0,006 mg.l^{-1} , KNO_3 0,001 mg.l^{-1} . U H_2O , HCl , CaCl_2 a H_2SO_4 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} . Použitím dynamické metody byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: pro HNO_3 0,056 mg.l^{-1} , EDTA 0,002 mg.l^{-1} . U H_2O , HCl , CaCl_2 , KNO_3 a H_2SO_4 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} .

Tabulka č. 4: Koncentrace rtuti vyloužené ze vzorků jednotlivých frakcí obohacené půdy pomocí uvedených extrakčních činidel v mg.l^{-1} statickou (PS) a dynamickou metodou (PD), přídavek rtuti 20 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

extrakční činidlo	frakce koncentrace Hg [mg.l^{-1}]					
	PD5 < 0,2 [mm]	PD4 0,2-0,63 [mm]	PD3 0,63-2 [mm]	PS5 < 0,2 [mm]	PS4 0,2-0,63 [mm]	PS3 0,63-2 [mm]
HNO_3 (2 mol. l^{-1})	0,066	0,047	0,056	0,113	0,088	0,117
EDTA (0,1 mol. l^{-1})	0,002	0,002	0,002	0,085	0,006	0,006
H_2O	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
CaCl_2 (0,1 mol. l^{-1})	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
HCl (1 mol. l^{-1})	0,016	0,017	< 0,001	0,007	0,001	< 0,001
KNO_3 (1 mol. l^{-1})	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,005	0,001
H_2SO_4 (0,009 mol. l^{-1})	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001

Srovnání statické a dynamické metody vyluhování rtuti ze sedimentu

Koncentrace rtuti ve výluzích získané pro jednotlivé frakce oběma metodami jsou uvedeny v tabulce 5. Použitím statické metody u frakce S5 byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: u činidla HNO_3 0,170 mg.l^{-1} , HCl 0,032 mg.l^{-1} , H_2SO_4 0,001 mg.l^{-1} , u H_2O , EDTA, CaCl_2 a KNO_3 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} . Použitím dynamické metody byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: pro HNO_3 0,065 mg.l^{-1} , EDTA 0,002 mg.l^{-1} , HCl 0,045 mg.l^{-1} , u H_2O , CaCl_2 , KNO_3 a H_2SO_4 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} . U frakce S4 použitím statické metody byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: u činidla HNO_3 0,148 mg.l^{-1} , EDTA 0,003 mg.l^{-1} , HCl 0,024 mg.l^{-1} , H_2SO_4 0,002 mg.l^{-1} , u H_2O , CaCl_2 , a KNO_3 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} . Použitím dynamické metody byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: pro HNO_3 0,054 mg.l^{-1} , EDTA 0,002 mg.l^{-1} , HCl 0,041 mg.l^{-1} , u H_2O , CaCl_2 , KNO_3 a H_2SO_4 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} . U frakce S3 použitím statické metody byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: u činidla HNO_3 0,159 mg.l^{-1} , EDTA 0,001 mg.l^{-1} , HCl 0,019 mg.l^{-1} , u H_2O , CaCl_2 , KNO_3 a H_2SO_4 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} . Použitím dynamické metody byly vylouženy tyto koncentrace rtuti: pro HNO_3 0,060 mg.l^{-1} , HCl 0,021 mg.l^{-1} , u H_2O , CaCl_2 , KNO_3 , EDTA a H_2SO_4 byly koncentrace vyloužené rtuti menší než 0,001 mg.l^{-1} .

Předpokládalo se, že u statické metody dojde k menšímu vyluhování rtuti z půdy i ze sedimentu, protože fázové rozhraní mezi kapalnou a tuhou fází je malé a reakce probíhá převážně na tomto rozhraní. Použitím statické metody však byly získány vyšší koncentrace rtuti ve většině uvedených vyluhovacích činidel. Výjimkou byl výluh v HCl , kdy byly koncentrace rtuti vyšší při použití statické metody. Pravděpodobně došlo k tomu, že přidaná rtuť se nestačila na tak malém reakčním povrchu a za dobu 16 hodin, po kterou probíhalo loužení, nasorbovat do vzorku a zůstala v roztoku extrakčního činidla. U dynamické metody vyluhování rtuti bylo předpokládáno, že dojde k většímu vyluhování rtuti z půdy i ze sedimentu, protože při třepání je vzorek neustále rozptýlen do extrakčního činidla a tedy reakční povrch je velký. Ve skutečnosti došlo k vyloužení nižších koncentrací rtuti.

Tabulka č. 5: Koncentrace rtuti vyloužené ze vzorků jednotlivých frakcí obohaceného sedimentu pomocí uvedených extrakčních činidel v mg.l^{-1} statickou (SS) a dynamickou metodou (SD), přídavek rtuti $20 \mu\text{g.g}^{-1}$.

extrakční činidlo	frakce koncentrace Hg [mg.l^{-1}]					
	SD5 < 0,2 [mm]	SD4 0,2-0,63 [mm]	SD3 0,63-2 [mm]	SS5 < 0,2 [mm]	SS4 0,2-0,63 [mm]	SS3 0,63-2 [mm]
HNO₃ (2 mol.l ⁻¹)	0,065	0,054	0,060	0,170	0,148	0,159
EDTA (0,1 mol.l ⁻¹)	0,002	0,002	< 0,001	< 0,001	0,003	0,001
H₂O	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
CaCl₂ (0,1 mol.l ⁻¹)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
HCl (1 mol.l ⁻¹)	0,045	0,041	0,021	0,032	0,024	0,019
KNO₃ (1 mol.l ⁻¹)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
H₂SO₄ (0,009 mol.l ⁻¹)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001	0,002	< 0,001

Závislost koncentrace rtuti na době vyluhování

Výsledky jsou uvedeny v tabulkách 6 až 9 (obr. č. 1 - 4). Grafické závislosti jsou zobrazeny jen do doby výrazné změny koncentrace. Závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku půdy (frakce P3) na době vyluhování v kyselině dusičné o koncentraci 2 mol.l⁻¹ je uvedena v tabulce č. 6 (obr. č. 1). Ze závislosti můžeme vyčíst, že během prvních deseti hodin koncentrace rtuti prudce rostla, poté koncentrace rtuti mírně stoupala, po čtyřech měsících mírně klesla, až se nakonec ustálila. Ustálení nastalo asi po čtyřech a půl měsících. Pokles koncentrace rtuti ve výluhu může být způsoben tím, že rtuť a její sloučeniny jsou těkavé, snadno dochází ke ztrátám. Rtuť také difunduje materiály z plastů a snadno se sorbuje na povrchu různých materiálů (polyethylen, sklo, pryž) [15]. Z tabulky č. 7 (obr. č. 2), ze závislosti koncentrace rtuti v obohaceném vzorku půdy (frakce P3) na době vyluhování v EDTA o koncentraci 0,1 mol.l⁻¹ lze vyčíst, že koncentrace rtuti už během první hodiny měření prudce klesala a po třech hodinách se ustálila na konstatní hodnotě. EDTA tvoří vysoce stabilní komplexy skoro se všemi kovy (konstanta stability je vyšší než 10^7) [8]. Pravděpodobně je počáteční prudký pokles koncentrace rtuti ve výluhu způsoben tím, že nejdříve docházelo k reakci mezi chelatonem a přidanou rtutí a poté se koncentrace rtuti ustálila. Podle některých literárních odkazů [2] bylo dosaženo shodných výsledků, podle jiných [16] se výsledky lišily.

Tabulka č. 6: Závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku půdy (frakce P3) na době vyluhování v kyselině dusičné o koncentraci 2 mol.l⁻¹, přídavek rtuti 50 µg.g⁻¹.

čas [min]	koncentrace rtuti c [mg.l ⁻¹]	čas [min]	koncentrace rtuti c [mg.l ⁻¹]
0	< 0,001	490	0,049
5	0,010	1410	0,072
60	0,013	1490	0,075
120	0,022	10215	0,200
150	0,029	20235	0,254
180	0,030	30320	0,255
220	0,033	40415	0,159
250	0,035	141200	0,320
280	0,038	178845	0,353
305	0,037	188821	0,329
330	0,040	190010	0,303
360	0,042	197216	0,302
385	0,044	207290	0,299
415	0,046	217380	0,319
440	0,047	237552	0,310
465	0,047		

Tabulka č. 7: Závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku půdy (frakce P3) na době vyluhování v EDTA o koncentraci 0,1 mol.l⁻¹, přídavek rtuti 50 µg.g⁻¹.

čas [min]	koncentrace rtuti c [mg.l ⁻¹]	čas [min]	koncentrace rtuti c [mg.l ⁻¹]
0	< 0,001	335	0,001
5	0,027	1455	0,004
35	0,022	2933	0,002
69	0,012	4356	0,002
100	0,002	11533	0,002
133	0,003	18739	0,004
164	0,002	28815	0,002
199	0,002	38902	0,003
225	0,001	59077	0,004
269	0,001		

V tabulce č.8. (obr. č. 3) je uvedena závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku sedimentu (frakce S3) na době vyluhování v kyselině dusičné o koncentraci 2 mol.l^{-1} . Tato závislost ukazuje, že během prvního týdne docházelo k prudkému nárůstu koncentrace rtuti, poté můžeme říct, že se koncentrace rtuti ve výluhu přestala měnit a došlo k ustálení rovnováhy.

Tabulka č. 8: Závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku sedimentu (frakce S3) na době vyluhování v kyselině dusičné o koncentraci 2 mol.l^{-1} , přídavek rtuti $50 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$.

<i>čas [min]</i>	<i>koncentrace rtuti c [mg.l⁻¹]</i>	<i>čas [min]</i>	<i>koncentrace rtuti c [mg.l⁻¹]</i>
0	< 0,001	291	0,064
5	0,004	1385	0,108
67	0,027	8549	0,204
100	0,049	15758	0,208
136	0,054	25837	0,208
176	0,053	35921	0,187
216	0,060	56095	0,224
256	0,060		

Poslední sledovaná závislost je uvedena v tabulce č. 9 (obr. č. 4). Jedná se o závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku sedimentu (frakce S3) na době vyluhování v EDTA o koncentraci $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$. Během první půlhodiny výrazně klesala koncentrace rtuti ve výluhu, po dobu tří hodin zůstala stabilní, v další hodině mírně vzrostla a a opět zůstala stabilní po dobu jednoho měsíce. Až poté opět mírně vzrostla. Počáteční prudký pokles koncentrace rtuti ve výluhu je pravděpodobně způsoben tím, že docházelo k reakci mezi chelatonem a rtutí a po zreagování se koncentrace rtuti ustálila. V diplomové práci [6] byla sledována závislost koncentrace rtuti v obohaceném sedimentu na době vyluhování v chelatonu 3 ($0,1 \text{ mol.l}^{-1}$) po dobu 5874 minut. Zde koncentrace rtuti ve výluhu s časem na počátku pokusu klesala podobně jako v této práci.

Tabulka č. 9: Závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku sedimentu (frakce S3) na době vyluhování v EDTA o koncentraci $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$, přídavek rtuti $50 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$.

čas [min]	koncentrace rtuti c [mg.l ⁻¹]	čas [min]	koncentrace rtuti c [mg.l ⁻¹]
0	< 0,001	361	0,003
5	0,007	392	0,003
32	0,001	1024	0,004
82	0,002	2504	0,003
116	0,002	9667	0,003
170	0,002	16872	0,003
217	0,002	26942	0,004
256	0,004	37010	0,005
296	0,004	57185	0,006
328	0,008		

4. Závěr

Úkolem práce bylo přispět k řešení problematiky stanovení vyluhovatelnosti rtuti z kontaminovaných materiálů jako je půda a říční sediment. Posuzovala se statická a dynamická metoda vyluhování rtuti a ověřovala se závislost koncentrace rtuti na době vyluhování.

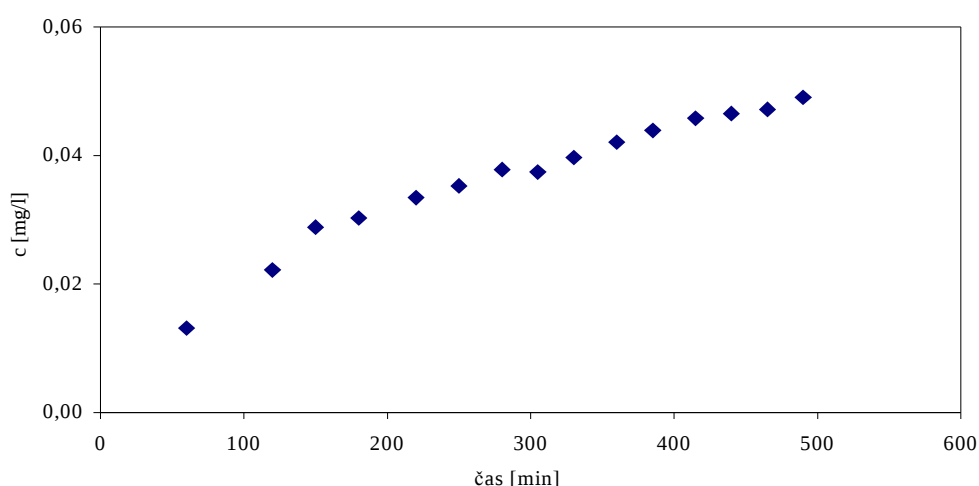
K analýze byl vybrán vzorek kontaminované půdy z ostravského regionu s obsahem rtuti $0,7334 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ a vzorek sedimentu s obsahem rtuti $0,5963 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$. Vzorek půdy i sedimentu byl rozdělen do pěti frakcí různé zrnitosti, k analýze byly vybrány tři nejjemnější frakce z každého vzorku: < 0,2, 0,2-0,63, 0,63-2 mm. Jednotlivé frakce vzorků byly obohaceny přídavkem dusičnanu rtuťnatého ($20 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$). K vyluhování rtuti z půdy a sedimentu byla použita slabá vyluhovací činidla: H_2O , H_2SO_4 ($0,009 \text{ mol.l}^{-1}$), KNO_3 ($1,0 \text{ mol.l}^{-1}$), HNO_3 ($2,0 \text{ mol.l}^{-1}$), HCl ($1,0 \text{ mol.l}^{-1}$), CaCl_2 ($0,1 \text{ mol.l}^{-1}$) a EDTA ($0,1 \text{ mol.l}^{-1}$).

Použitím statické metody došlo k uvolnění vyšších koncentrací rtuti z obohaceného vzorku půdy i sedimentu, výjimkou byla extrakce s HCl u půdy a s HCl a EDTA u nejjemnější frakce sedimentu (S5). Pravděpodobně se přidaná rtuť nestačila na tak malém reakčním povrchu za dobu 16 hodin, po kterou probíhalo loužení, nasorbovat do půdy

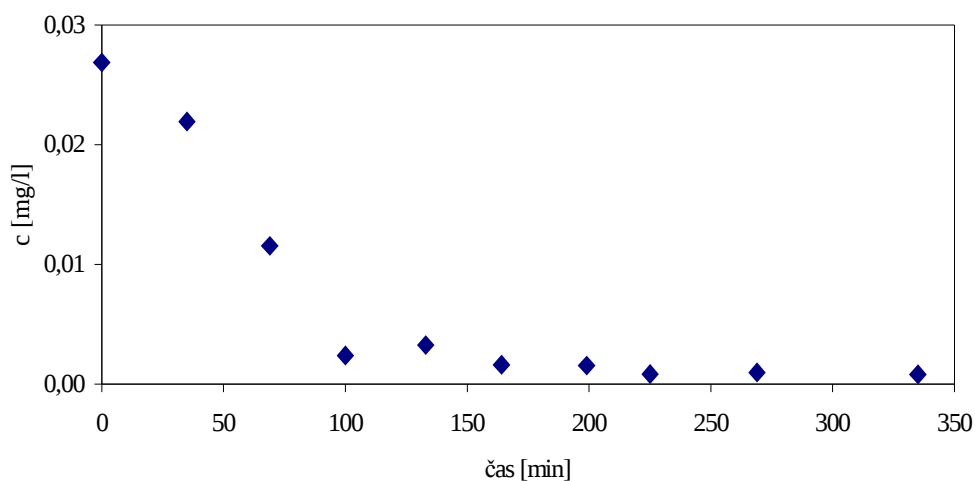
a zůstala v roztoku extrakčního činidla. Použitím dynamické metody došlo k vyloužení nižších koncentrací rtuti. Vyluhované obsahy rtuti jsou však ve srovnání s původním obsahem rtuti v půdě a sedimentu velmi nízké. Můžeme říct, že i po obohacení vzorků rtutí, zůstává rtuť pevně vázaná v půdě a sedimentu.

K posouzení dlouhodobého vyluhování obohacených vzorků půdy a říčního sedimentu byla vybrána kyselina dusičná a EDTA. U obou vzorků půdy i říčního sedimentu je časová závislost vyluhovatelnosti rtuti kyselinou dusičnou shodná. Od počátku pokusu dochází k prudkému zvýšení koncentrace až do ustálení rovnovážného stavu (půda 30320 min, sediment 35921 min). Také závislost vyluhovatelnosti rtuti z půdy i sedimentu EDTA vykazuje shodný průběh. Na počátku pokusu dochází k prudkému poklesu koncentrace rtuti vznikem stabilních komplexů, poté se ustavuje rovnováha. Výsledky jsou zatíženy systematickou chybou zmenšování objemu vyluhovacího činidla při odběru jednotlivých podílů v určitých časových úsecích, přesto však trend jednotlivých závislostí je zřetelný.

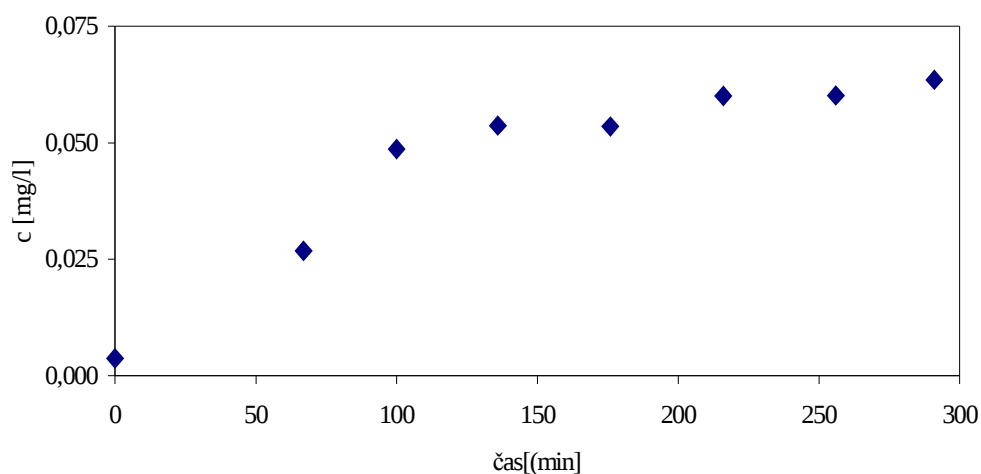
Obr. č. 1: Závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku půdy (frakce F3) na době vyluhování v kyselině dusičné o koncentraci 2 mol.l^{-1} , přídavek rtuti $50 \text{ }\mu\text{g.g}^{-1}$.



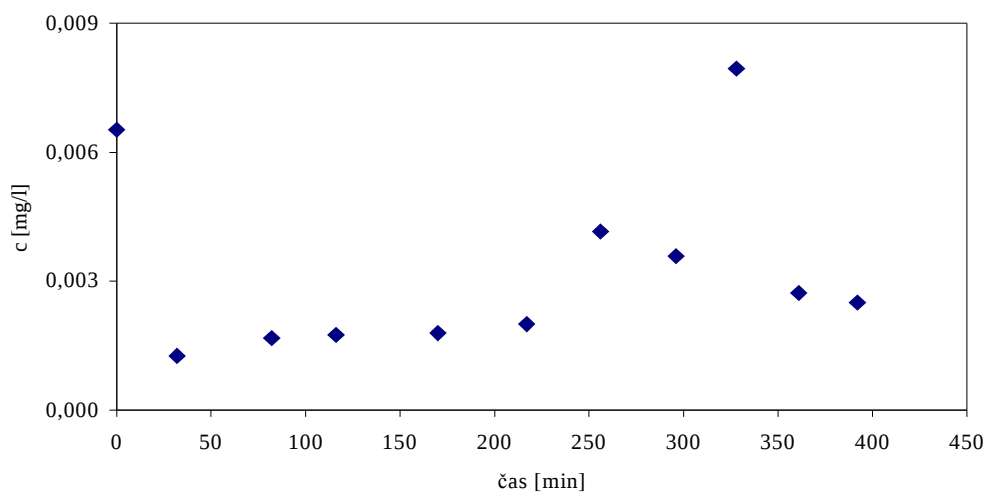
Obr. č. 2: Závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku půdy (frakce F3) na době vyluhování v EDTA o koncentraci $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$, přídavek rtuti $50 \text{ }\mu\text{g.g}^{-1}$.



Obr. č. 3: Závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku sedimentu (frakce S3) na době vyluhování v kyselině dusičné o koncentraci 2 mol.l^{-1} , přídavek rtuti $50 \text{ }\mu\text{g.g}^{-1}$.



Obr. č. 4: Závislost koncentrace rtuti v obohaceném vzorku sedimentu (frakce S3) na době vyluhování v EDTA o koncentraci $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$, přídavek rtuti $50 \text{ }\mu\text{g.g}^{-1}$.



Literatura

1. ŠTEFANIDESOVÁ, V., MÜNSTEROVÁ, M., PAVLÍČEK, V.: *Biodostupnost rtuti z kontaminovaných půd a říčního sedimentu*. Bulletin OAPVR. ÚKZÚZ, Brno 2002.
2. TEIXEIRA, C.A., SAMANA, J., BRUN, A.: *Study of different leaching methods of metallic elements from coal fly ash*. Environmental Technology. 13, 1992, s.1187-1192.
3. MŽP ČR: *Metodická příručka pro stanovení vyluhovatelnosti odpadů*. Praha, 1997.
4. NORMA ČSN EN 1483: *Jakost vod – Stanovení rtuti*. Srpen 1998.
5. VYHLÁŠKA MŽP č. 13/1994 Sb., k zákonu č. 334/1992 Sb., o ochraně půdního fondu.
6. MÜNSTROVÁ, M.: *Posouzení vyluhovatelnosti Hg slabými vyluhovacími činidly*. Diplomová práce, Ostrava 2002.
7. ŠTEFANIDESOVÁ, V., SEIDLEROVÁ, J., DVORSKÁ, P.: *Kontaminované půdy a rtuť tvoří stabilní komplexy*. Odpady. č. 11, 2000, s.23-24.
8. HASSETT, D., J.: *Scientifically valid leaching of coal conversion solid residues to predict environmental impact*. Fuel Processing Technology 39, 1994, 445-459.
9. STONE, M., MARSALEK, J.: *Trace metal composition and speciation in street sediment: Sault Ste. Marie, Canada*. Water, Air and Soil Pollution v 87 n 1-4 Feb 1996, s.149-169.
10. WASAY, S.A.: *Leaching behaviour of trace toxic metals from fly ash, their seepage control to groundwater and utilisation of fly ash*. J. Environ. Sci. Health, A27(1), 1992, s.25-39.
11. DUDAS, M., J.: *Long-Term leachability of selected elements from fly ash*. Environmental Science&Technology. 15, Number 7, July 1981, s.840-843.

12. WAREN C., J., DUDAS, M., J.: *Mobilization and attenuation of trace elements in an antifically weathered fly ash*. Project 2485-1, 1986, s.2-3.
13. HJELMAR, E.A. ET AL.: *Leaching and soil/groundwater transport of contaminants from coal combustion residues*. Luxemburg: Office for official publications of the European Communities, 1992, s.25-26.
14. ČSN 015030: *Stanovení zrnitosti síťovým rozbořem, účinnost od 1.1. 1969, Praha*.
15. BENCKO, V., CIKRT, M., LENER, J.: *Toxické kovy v pracovním a životním prostředí člověka*. Praha: Avicenum, 1995, s.235-254.
16. ROY, W.R. ET AL.: *Chemical and toxicological properties of coal fly ash*. Environmental geology notes 105, 1983, s.70.

Výsledky sledování obsahu mikroelementů z bazálního monitoringu zemědělských půd v letech 1992-2001

Lenka Rigerová, ÚKZÚZ, OAPVR Brno

ÚVOD

Mikroelementy neboli také stopové prvky jsou prvky, které jsou nezbytné pro výživu rostlin. Jedná se především o měď, zinek, mangan, železo, bór a molybden (BENEŠ, 1994). Hrají důležitou úlohu ve fyziologických a biochemických procesech rostlin, přičemž mnohé z nich zvyšují efektivitu využití hlavních živin (RICHTER, HLUŠEK, 1999). Dále mají užší rozsah optima pro působení na rostliny a jejich přijatelnost je značně ovlivňována půdními podmínkami. Mezi ně patří půdní reakce, oxidačně-redukční procesy, obsah organické hmoty a zrnitostní složení půdy. Půdní reakce při nízké hodnotě zvyšuje rozpustnost a přijatelnost železa, manganu, zinku, mědi a bóru a naopak molybden je přijatelnější při vyšších hodnotách pH. V práci PODLEŠÁKOVÉ ET AL. (2000) je uvedena vysoká mobilita Mn v půdě v redukčním prostředí. Podle BENEŠE (1994) se všeobecně tvrdí, že na půdách s vysokým obsahem organické hmoty je nedostatek mikroprvků. Toto je vysvětlováno silnou vazbou těchto prvků na organické látky. WANG a HUANG (1999) uvádějí vysokou afinitu k humusovým substancím zvláště u Cu. Zrnitostní složení významně ovlivňuje jak obsah, tak i uvolnitelnost a přístupnost prvků pro rostliny. Půdní koloidy, hlavně jílové částice, mají velký aktivní povrch a tím i vysokou sorpční schopnost pro prvky.

Oproti makroelementům se mikroprvky vyznačují nižším odběrem rostlinou v závislosti na druhu a menším obsahem v půdě (kromě Fe a Mn), který primárně závisí na matečné hornině a jejím nerostném složení. Např. olivín, granát a turmalín jsou uváděny BENEŠEM (1994) jako příklady nerostů s nejvyšším obsahem Cu a Zn. Pokud je však obsah v půdě zvýšený u těch mikroelementů, které mohou ohrožovat zdraví člověka, jsou zařazeny mezi tzv. rizikové prvky. Do této skupiny patří As, Be, Cd, Co, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V, Zn

a vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 13/1994 Sb. pro ně stanovuje maximální přípustné hodnoty v půdě. Pokud je překročen limit některého z těchto prvků, použití takové půdy pro zemědělskou produkci může být omezené.

Sekundárně může obsah mikroelementů záviset na jejich vstupech do půdy (imise, organická i minerální hnojiva, průmyslově vyráběné komposty, kaly z čističek odpadních vod, závlahové vody) a výstupech z půdy (povrchové a podzemní vody, erozní činnost, odčerpání plodinami) (BENEŠ, 1994).

Cílem sledování bylo zjistit stav zásobenosti zemědělských půd na pozorovacích plochách BMP v ČR pro rostliny přístupnými mikroelementy (Cu, Zn, Mn, B, Fe).

METODIKA

Odběr půdních vzorků byl prováděn na pozorovacích plochách základního subsystému Bazálního monitoringu půd, které jsou definovány jako obdélník o délce stran 25x40 m; o celkové rozloze 1000 m². Každá plocha je charakterizována zeměpisnými souřadnicemi, morfologií terénu, klimatickými a půdními poměry. Vzorky půdy byly odebírány sondovací tyčí u orné půdy z ornice (dle mocnosti horizontu, maximálně do 30 cm) a podorničí (30-60 cm), v sadech a vinicích také ze dvou horizontů (0-30 cm, 30-60 cm), na chmelnicích z ornice (10-40 cm) a podorničí (40-70 cm), u trvalých travních porostů ze tří horizontů (0-10 cm, 11-25 cm, 26-40 cm; vždy po odstranění svrchní drnové vrstvy). Odběr jednotlivých dílčích vzorků byl prováděn po úhlopříčkách a vzorky byly postupně označovány čísla od 1 do 4, přičemž na každé úhlopříčce byly odebrány nejméně čtyři dílčí vzorky od každého čísla. Vzorkování probíhalo v letech 1992, 1995, 2001. Vzorky byly vysušeny, upraveny na jemnozem I (půdní částice <2 mm) a zanalyzovány podle Jednotných pracovních postupů ÚKZÚZ. Ve vzorcích byly stanoveny extrakčním roztokem DTPA-TEA (podle Lindsaya a Norvella) měď, zinek, mangan a železo. Extrakcí půdy vodou za varu (podle Bergera a Truoga) se stanovil bór. Molybden byl stanovován pouze do roku 1996 a to ve výluhu dle Grigga.

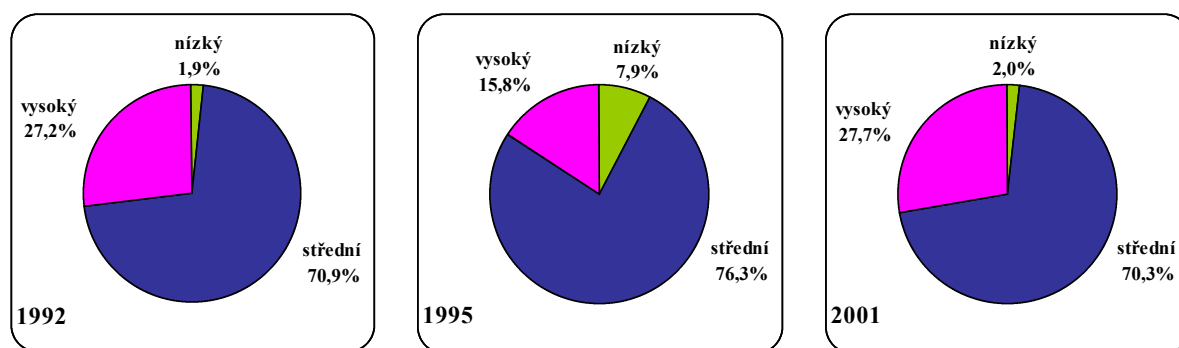
VÝSLEDKY A DISKUSE

Tabulka 1 Základní statistické charakteristiky obsahu Cu v ornici a podorníči u jednotlivých kultur (mg.kg^{-1})

kultura	horizont	rok	aritm. průměr	medián	min.	max.	počet vzorků
orná půda	O	1992	2,32	2,16	0,37	6,97	158
		1995	1,93	1,90	0,27	9,89	152
		2001	3,18	2,11	0,61	44,10	148
	P	1992	1,58	1,43	0,17	7,44	158
		1995	1,33	1,07	0,19	6,07	152
		2001	2,25	1,41	0,32	38,90	148
trvalé travní porosty	O	1992	5,70	3,22	0,57	39,06	24
		1995	4,02	2,13	0,33	27,00	27
		2001	3,34	2,37	0,76	16,30	30
	P	1992	3,11	1,95	0,73	11,65	24
		1995	3,64	2,54	0,33	23,10	27
		2001	3,33	2,41	0,76	19,80	30
	R	1995	2,44	1,93	0,21	14,20	27
		2001	2,88	1,95	0,62	18,60	30
sady	O	1992	4,37	2,19	1,55	17,96	7
		1995	4,14	1,80	1,15	16,92	7
		2001	4,92	3,42	1,28	16,50	5
	P	1992	2,50	1,75	0,80	8,58	7
		1995	3,34	1,45	0,81	15,40	7
		2001	2,25	1,56	1,04	6,41	5
vinice	O	1992	5,51	5,15	2,47	10,47	5
		1995	5,83	5,69	0,47	10,40	5
		2001	10,53	10,95	1,93	16,70	5
	P	1992	3,27	1,74	0,66	14,58	5
		1995	4,19	2,21	1,23	10,57	5
		2001	6,18	4,30	1,02	15,40	5
chmelnice	O	1992	20,29	16,70	6,61	53,02	4
		1995	20,32	14,93	9,29	43,10	4
		2001	32,40	30,65	14,70	59,20	5
	P	1992	7,11	5,96	2,01	19,39	4
		1995	11,12	10,19	4,30	18,50	4
		2001	20,09	15,65	3,99	54,20	5

BAKER (1974) uvádí, že v orných půdách ve světě se hladina přístupné mědi pohybuje v rozpětí 0,1-10 ppm v závislosti na použité extrakční metodě. V ornici a podorníči orné půdy, trvalých travních porostů a sadů se průměrný obsah i medián u mědi pohyboval ve všech sledovaných letech od 1,07 mg.kg^{-1} do 5,70 mg.kg^{-1} zeminy. V půdách chmelnic byly tyto hodnoty několikanásobné. Tento zvýšený obsah je pravděpodobně způsoben používáním měďnatých přípravků na ochranu rostlin. Oproti roku 1992 došlo v roce 2001 kromě TTP ke zvýšení hladiny Cu v půdě.

Graf 1 Zastoupení jednotlivých kategorií zásobenosti orných půd (ornice) mědi v %

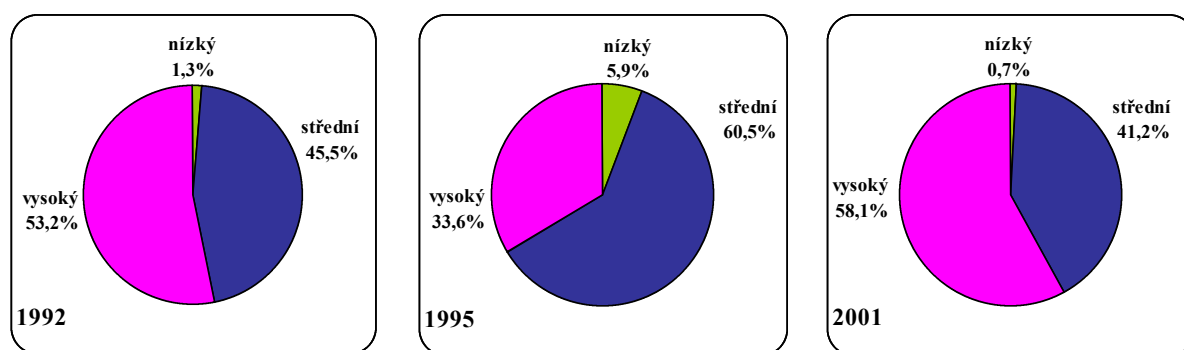


Tabulka 2 Základní statistické charakteristiky obsahu Zn v ornici a podorníči u jednotlivých kultur ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

kultura	horizont	rok	aritm. průměr	medián	min.	max.	počet vzorků
orná půda	O	1992	3,49	2,67	0,61	36,31	158
		1995	2,40	2,15	0,34	16,20	152
		2001	3,07	2,70	0,77	20,80	148
	P	1992	2,10	1,27	0,38	32,39	158
		1995	1,35	1,08	0,07	7,96	152
		2001	2,04	1,68	0,54	14,20	148
trvalé travní porosty	O	1992	4,77	4,49	0,69	33,02	24
		1995	3,19	2,54	0,58	11,40	27
		2001	3,43	2,62	0,64	9,81	30
	P	1992	2,94	1,45	0,51	34,99	24
		1995	2,29	1,80	0,33	11,40	27
		2001	2,71	1,87	0,66	7,49	30
	R	1995	2,13	1,24	0,29	16,58	27
		2001	2,09	1,72	0,48	7,03	30
sady	O	1992	10,87	3,10	1,32	55,26	7
		1995	19,64	2,82	0,92	128,60	7
		2001	19,71	2,59	1,92	87,10	5
	P	1992	7,43	1,37	0,39	55,26	7
		1995	17,79	1,00	0,57	134,00	7
		2001	7,96	2,23	1,34	43,20	5
vinice	O	1992	2,91	2,91	1,39	4,58	5
		1995	1,74	1,68	0,94	2,60	5
		2001	6,76	4,62	3,34	16,70	5
	P	1992	1,61	1,47	0,86	3,27	5
		1995	1,50	1,32	0,87	2,88	5
		2001	4,16	2,65	1,40	10,90	5
chmelnice	O	1992	5,31	3,61	1,33	13,80	4
		1995	4,89	4,09	1,99	9,94	4
		2001	15,13	19,60	2,82	27,50	5
	P	1992	2,89	1,81	0,60	9,90	4
		1995	3,61	2,46	1,31	8,33	4
		2001	11,30	6,45	1,03	30,60	5

Stejně jako v případě mědi je i obsah Zn vyšší ve svrchních vrstvách půdy, kde se aritmetický průměr pohybuje u orných půd a trvalých travních porostů od 1,35 mg.kg⁻¹ do 4,77 mg.kg⁻¹. U sadů ve sledovaných letech a chmelnic v roce 2001 je hodnota několikrát vyšší. Od roku 1992 došlo ke zvýšení průměrných hodnot u sadů z 10,87 mg.kg⁻¹ na 19,71 a u chmelnic z 5,31 na 15,13 mg.kg⁻¹. Tento stav lze u zmíněných kultur pravděpodobně vysvětlit způsobem ochrany rostlin. Speciálně ve chmelnicích jsou používána hnojiva s vyšším obsahem zinku na omezení kadeřavosti chmele (VANĚK, 1998).

Graf 2 Zastoupení jednotlivých kategorií zásobenosti orných půd (ornice) zinkem v %



Tabulka 3 Základní statistické charakteristiky obsahu Mn v ornici a podorníci u jednotlivých kultur (mg.kg⁻¹)

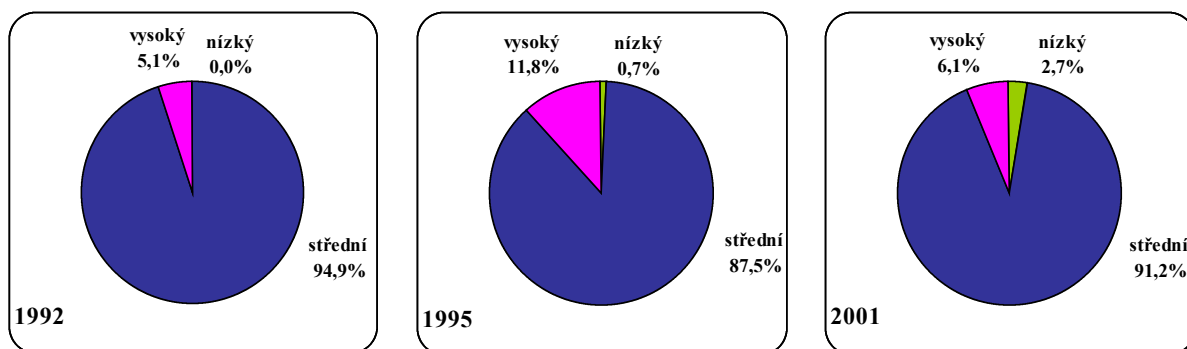
kultura	horizont	rok	aritm. průměr	medián	min.	max.	počet vzorků
orná půda	O	1992	51,06	33,38	4,40	276,20	158
		1995	62,03	39,20	4,44	227,28	152
		2001	45,59	38,23	5,80	213,00	148
	P	1992	38,85	18,35	0,60	106,80	158
		1995	50,76	21,70	2,26	233,30	152
		2001	29,64	23,00	2,40	195,00	148
trvalé travní porosty	O	1992	45,77	28,18	5,25	121,60	24
		1995	78,94	38,23	6,84	161,43	27
		2001	55,43	47,28	8,50	159,00	30
	P	1992	35,55	19,08	3,20	58,35	24
		1995	64,45	34,20	4,11	182,02	27
		2001	51,82	40,08	7,60	152,00	30
	R	1995	41,08	22,71	3,06	59,90	27
		2001	42,70	31,88	7,00	152,00	30
sady	O	1992	49,44	40,05	14,60	84,20	7
		1995	64,21	38,90	15,61	97,59	7
		2001	40,31	39,75	2,28	83,30	5
	P	1992	34,74	17,85	2,40	48,50	7
		1995	52,67	33,40	11,50	73,05	7
		2001	27,47	27,75	11,40	51,40	5

pokračování tabulky 3

<i>kultura</i>	<i>horizont</i>	<i>rok</i>	<i>aritm. průměr</i>	<i>medián</i>	<i>min.</i>	<i>max.</i>	<i>počet vzorků</i>
vinice	O	1992	35,58	13,98	6,80	69,60	5
		1995	36,20	18,32	4,00	55,70	5
		2001	58,59	23,35	19,50	177,00	5
	P	1992	28,23	13,55	4,15	42,70	5
		1995	39,58	19,22	8,19	34,30	5
		2001	39,07	17,40	7,50	149,00	5
chmelnice	O	1992	29,98	20,60	10,50	33,30	4
		1995	33,40	17,85	10,50	57,70	4
		2001	26,08	24,60	13,60	50,30	5
	P	1992	19,54	13,68	4,90	44,85	4
		1995	35,91	14,13	8,22	44,80	4
		2001	22,29	24,35	13,00	34,60	5

Hodnoty aritmetických průměrů jsou ve sledovaných letech u orné půdy, sadů a vinic vyrovnané, oproti nim chmelnice však vykazují nižší obsah Mn v ornici a trvalé travní porosty vyšší. Stejně jako u předchozích mikroelementů je obsah manganu nižší ve spodních horizontech (vyjímkou jsou vinice a chmelnice v roce 1995). V jednotlivých letech jsou hodnoty obsahu u mediánů kolísavé, není zde patrná tendence zvyšování ani poklesu prvku v půdách.

Graf 3 Zastoupení jednotlivých kategorií zásobenosti orných půd (ornice) manganem v %

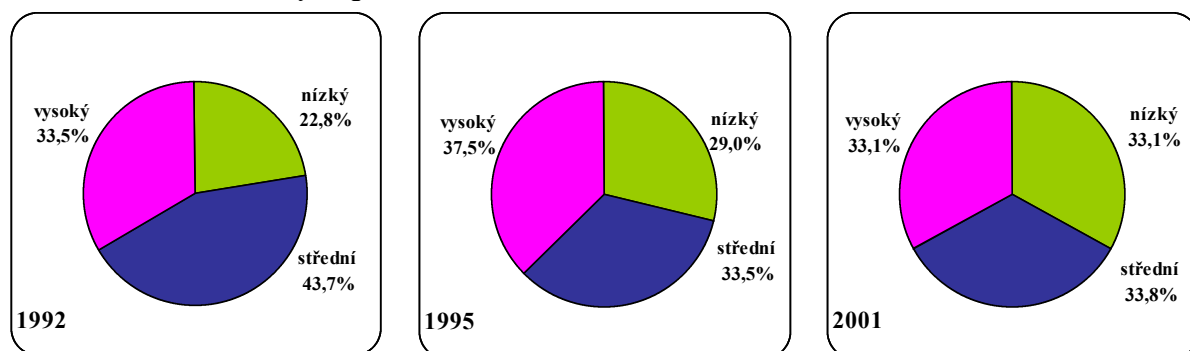


Tabulka 4 Základní statistické charakteristiky obsahu B v ornici a podorníči u jednotlivých kultur (mg.kg^{-1})

<i>kultura</i>	<i>horizont</i>	<i>rok</i>	<i>aritm. průměr</i>	<i>medián</i>	<i>min.</i>	<i>max.</i>	<i>počet vzorků</i>
orná půda	O	1992	0,94	0,84	0,14	3,15	158
		1995	0,96	0,94	0,01	4,53	152
		2001	0,90	0,84	0,10	3,19	148
	P	1992	0,79	0,66	0,12	21,15	158
		1995	0,73	0,68	0,02	2,92	152
		2001	0,73	0,73	0,14	3,26	148
trvalé travní porosty	O	1992	0,99	0,77	0,22	2,46	24
		1995	0,73	0,67	0,03	1,85	27
		2001	0,79	0,69	0,20	2,09	30
	P	1992	0,54	0,41	0,14	1,81	24
		1995	0,68	0,57	0,10	3,30	27
		2001	0,69	0,59	0,17	2,28	30
	R	1995	0,45	0,39	0,04	1,67	27
		2001	0,58	0,47	0,19	2,16	30
sady	O	1992	1,19	1,09	0,72	2,00	7
		1995	1,07	1,03	0,39	1,68	7
		2001	1,07	1,04	0,38	2,01	5
	P	1992	1,02	1,00	0,42	1,84	7
		1995	0,90	0,61	0,25	1,78	7
		2001	0,83	0,70	0,54	1,60	5
vinice	O	1992	0,87	0,79	0,49	1,48	5
		1995	0,41	0,30	0,20	0,68	5
		2001	1,06	0,98	0,67	1,41	5
	P	1992	0,78	0,82	0,35	1,25	5
		1995	0,59	0,49	0,20	1,37	5
		2001	0,72	0,70	0,33	0,99	5
chmelnice	O	1992	1,19	1,12	0,58	2,05	4
		1995	1,64	1,64	1,05	2,13	4
		2001	1,81	2,02	1,20	2,62	5
	P	1992	0,99	1,01	0,42	1,70	4
		1995	1,37	1,44	0,82	1,75	4
		2001	1,56	1,54	0,82	2,63	5

Obsahy bóru vykazují vyšší obsah ve svrchních vrstvách s výjimkou vinic v roce 1995 ($0,41 \text{ mg.kg}^{-1}$ v ornici a $0,59 \text{ mg.kg}^{-1}$ v podorníči). U kultur v rámci sledovaných let hodnoty obsahů kolísaly, pouze u chmelnic je patrný u průměru a mediánu stoupající charakter.

Graf 4 Zastoupení jednotlivých kategorií zásobenosti orných půd (ornice) bórem u středně těžkých půd v %



Tabulka 5 Základní statistické charakteristiky obsahu Fe v ornici a podorníči u jednotlivých kultur ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

kultura	horizont	rok	aritm. průměr	medián	min.	max.	počet vzorků
orná půda	O	1992	90,04	60,85	13,60	487,80	158
		1995	68,12	50,15	4,00	556,30	152
		2001	101,30	76,35	11,00	443,00	148
	P	1992	66,94	56,33	8,95	609,60	158
		1995	51,99	42,95	2,80	490,00	152
		2001	73,49	57,55	10,40	302,00	148
trvalé travní porosty	O	1992	185,04	126,93	41,60	516,10	24
		1995	125,21	98,50	13,70	294,00	27
		2001	210,29	199,50	38,80	486,00	30
	P	1992	150,28	95,00	36,45	503,25	24
		1995	112,92	100,88	17,40	259,20	27
		2001	181,43	152,00	36,10	429,00	30
	R	1995	85,88	90,83	12,54	214,20	27
		2001	156,31	126,25	34,20	384,00	30
sady	O	1992	87,43	76,73	13,35	232,80	7
		1995	57,66	52,75	7,50	117,70	7
		2001	103,99	116,50	42,30	165,00	5
	P	1992	53,03	51,15	13,45	153,70	7
		1995	50,29	35,40	6,70	147,90	7
		2001	80,56	86,05	37,20	140,00	5
vinice	O	1992	30,19	17,55	9,35	77,80	5
		1995	19,10	17,25	12,00	47,90	5
		2001	87,11	24,00	15,20	320,00	5
	P	1992	19,83	19,08	7,00	38,05	5
		1995	16,30	15,10	12,50	23,40	5
		2001	73,52	22,05	18,40	301,00	5
chmelnice	O	1992	34,86	32,26	13,85	82,40	4
		1995	42,03	39,60	8,90	92,50	4
		2001	56,08	52,50	40,50	85,90	5
	P	1992	28,36	27,04	13,15	64,80	4
		1995	34,84	28,08	7,90	83,10	4
		2001	42,41	41,95	27,60	53,60	5

Obsah železa byl nejvyšší na trvalých travních porostech, kde hodnoty ve sledovaných letech a všech horizontech překračovaly 100 mg.kg^{-1} zeminy (kromě horizontu R v roce 1995 – aritm. průměr $85,88 \text{ mg.kg}^{-1}$). Naopak nejnižší obsah byl na vinicích. Hodnoty v jednotlivých letech kolísaly s tím, že v roce 2001 byly hladiny u průměrů i mediánů nejvyšší.

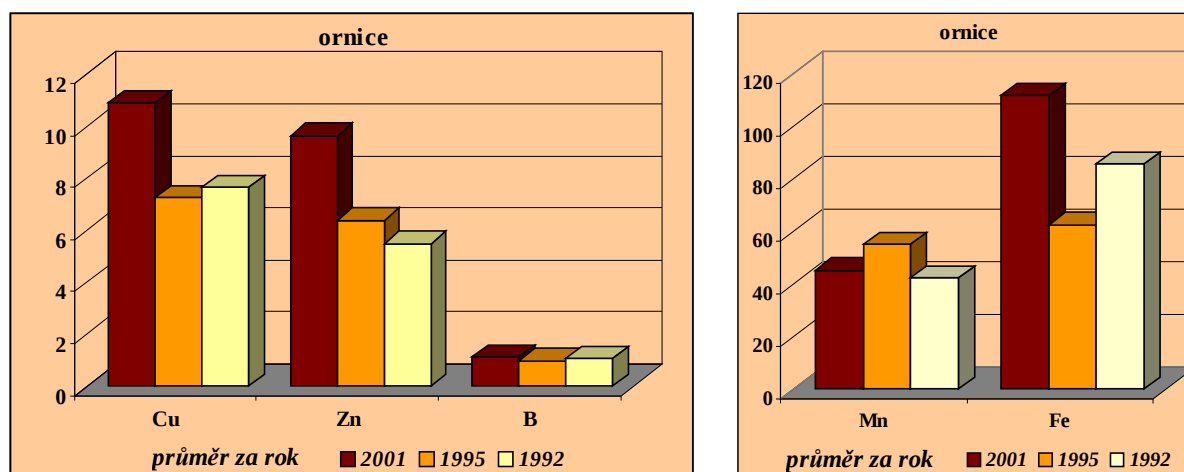
ZÁVĚRY

Na základě získaných výsledků z pozorovacích ploch bazálního monitoringu zemědělských půd z let 1992, 1995 a 2001 lze konstatovat, že v České republice je zásobenost půd stopovými prvky na dobré úrovni (podíl půd s nízkým obsahem nepřesahuje 10%), pouze u bóru byla tato kategorie zastoupena 22,8% (1992), 29,0% (1995) a 33,1% (2001). Většina půd se nachází v půdní zásobenosti střední.

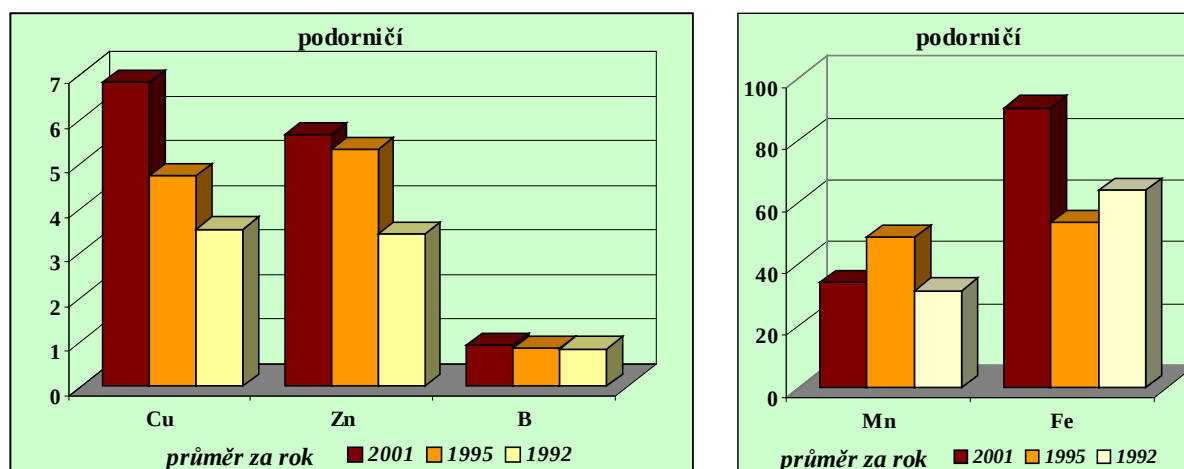
Obsahy jednotlivých mikroelementů v půdách podle kultur jsou vysoké u chmelnic pro Cu, Zn, B, u trvalých travních porostů pro Mn a Fe.

Prakticky u všech mikroelementů byl jejich obsah vyšší v orničním horizontu.

Graf 5 Obsah mikroprvků v zemědělských půdách ČR v mg.kg^{-1} (ornice)



Graf 6 Obsah mikroprvků v zemědělských půdách ČR v mg.kg^{-1} (podorníčí)



Literatura

- BAKER, D.E.** (1974): *Proc Fed Am Soc Exp Biol no. 33, 1188-1193*. In Trace Elements in Terrestrial Environments, Adriano, D.C. Springer-Verlag, New York. 867p.
- BENEŠ, S.** (1994): *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí*. (II. část). MZe ČR. 159p.
- PODLEŠÁKOVÁ, E. ET AL.** (2000): *Limity kontaminace a ochrany potravního řetězce*. Realizační výstup projektu VaV MZe ČR a NAZV EP 6153 Zatížení půd rizikovými látkami ve vztahu k zajištění polyfunkčnosti půdy. VÚMOP Praha, 32 p.
- RICHTER, R. ET. HLUŠEK, J.** (1994): *Výživa a hnojení rostlin*. (I. obecná část). VŠZ v Brně, 171p.
- VANĚK, V. ET AL.** (1998): *Výživa a hnojení polních plodin, ovoce a zeleniny*. Farmář-Zemědělské listy. 124p.
- WANG, M.C. ET HUANG, C.C.** (1999): *Characteristics of compost-derived humic substances and their reactions with Pb, Cu, Cd and Zn*. In 5th Int. Conf. Biogeochemistry of Trace Elements. ISTER, Vienna, 11.-15. July
- ZBÍRAL, J.** (1996): *Analýza půd (II. část)*. ÚKZÚZ Brno

Bilance živin na plochách bazálního monitoringu půd

Vladimír Klement, ÚKZÚZ, OAPVR Havlíčkův Brod

ÚVOD

Podstatou bilančních metod jsou v zásadě jednoduché kalkulace založené na zákonu zachování hmoty. Bilancování živin a sledování jejich účinnosti je vhodným prostředkem pro rychlou diagnostiku situace v hospodaření se živinami na různých úrovních agroekosystému. I když zjištěné hodnoty nemohou dát přesnou odpověď na otázku využití živin ani o povaze probíhajících procesů, jsou solidním základem pro další sledování, doporučení změn technologie, výzkumná řešení i politická rozhodnutí.

Rozeznáváme dva hlavní typy bilanci: bilanci faremní a bilanci polní.

Metody polní bilance bylo využito i pro plochy bazálního monitoringu. Ta se zakládá zejména na evidenci odběru živin hlavní a vedlejší sklizní a na kompenzaci schodků použitím průmyslových a organických hnojiv, ale i započítání atmosférických spadů a biologické fixace dusíku (tabulka 1). Hranice sledovaného systému mohou být vymezeny na různých úrovních – pole, výměra zemědělského podniku, regionu či státu. Z časového hlediska se nejčastěji využívá období jednoho roku (kalendářního nebo hospodářského), případně jedné rotace osevního postupu.

Tabulka 1 *Položky bilance*

<i>VSTUPY</i>	<i>VÝSTUPY</i>
aplikovaná minerální hnojiva	Ostatní vlivy: eroze a povrchový odtok, denitrifikace, vyplavení, únik plynů (čpavek, oxidy dusíku)
aplikovaná organická hnojiva	
osivo a sadba	
atmosférické depozice	
biologická fixace dusíku	
	sklizené produkty

Minerální hnojiva

Jedním z nejdůležitějších ukazatelů účinnosti hnojení je podíl výnosu připadající na 1 kg dodaných živin. Čím bude vyšší, tím bude vyšší využití živin v dodaných hnojivech na úkor možných negativních dopadů zejména na hydrosféru ale i životní prostředí jako celek .

Hnojivý účinek průmyslových hnojiv není zpravidla jednoletý, ale projevuje se i v dalších letech. V roce aplikace je nejintenzivněji přijímán dusík (až ze 60-70%), o něco méně draslík (50-60%) a nejméně fosfor (20-30%). Vodorozpustné formy hořčíku jsou první rok využívány z 50-60%, hnojení vápníkem se v půdě projevuje průměrně po dobu čtyř let. Použití průmyslových hnojiv ovlivňuje přirozené dynamiky biologických procesů, chemických vlastností půdy, chemického složení půdního roztoku, oxidačně redukčních procesů atd. Souhrnné hodnocení ukazuje, že vedle příznivého působení průmyslových hnojiv se v mnohých případech projevuje jejich negativní vliv na životní prostředí.

Organická (statková) hnojiva

Organická hnojiva jsou zdrojem organických látek, živin, stimulačních látek a mikroorganismů. Jejich složení a obsah živin je z velké části odrazem živinového režimu půd dané oblasti a způsobu ošetřování. Mají vysokou hnojivou hodnotu, jejich velkou předností je univerzální použití a dlouhodobější působení. Příznivě ovlivňují prakticky všechny půdní vlastnosti. Jsou nenahraditelným článkem koloběhu látek v zemědělství. Při jejich vhodném využití je zemědělství jediné odvětví z bezodpadovou technologií.

Atmosférické depozice

Chemické složení atmosférických depozic je významný faktor který může ovlivnit bilanci prvků v půdě, tak i chemizmus pochodů určujících složení a zdravotní stav rostlin. Systém monitoringu atmosférické depozice slouží především ke zjištění hodnot vstupů látek do půdy a jejich dynamiky na celém území. Objektivních a zejména aktuálních podkladů je stále nedostatek.

Fixace vzdušného dusíku

Leguminózy mají důležitou úlohu v koloběhu dusíku v ekosystému. Jejich symbióza s baktériemi poutajícími vzdušný dusík (N_2) umožňuje významný přívod dusíku do půdy. Hluboce kořenící leguminózy (vojtěška) navíc mohou využívat vodu a vyplavený dusík z hlubších vrstev půdního profilu a tak vylepšovat bilanci N v osevním postupu (tabulka 2).

Tabulka 2 *Koeficienty ($kg\ N\cdot ha^{-1}$ za rok) použité v OECD bilanci pro biologickou fixaci N_2 (symbiotická, nesymbiotická) a přívod dusíku v atmosférických depozicích (mokřý spad)*

	<i>luskoviny</i>	<i>jetel</i>	<i>vojtěška</i>	<i>nesymbiotická fixace</i>	<i>atmosferická depozice</i>
ČR	80	240	240	5	22,0

Odběr živin rostlinami

Údaje o celkové spotřebě živin rostlinami poskytuje jejich chemické složení. Podle chemického složení rostlin a vzájemných relací živin lze hodnotit i výživný stav. Využití výsledků anorganických rozborů rostlin umožňuje optimální přihnojování v průběhu vegetace. Kladem je zejména omezení přehnojení a tím i ochrana životního prostředí. Pro účely stanovení požadavků rostlin jsou ve většině metodik uváděny koeficienty pro přepočet odběru živin dle výnosů jednotlivých plodin, vyjádřené většinou jako odběr celou plodinou v přepočtu na jednotku (1 t) hlavního produktu. Tyto tzv. odběrové normativy lze k účelům bilancování použít pouze v případě, je-li z pole odvážen nejen hlavní, ale i vedlejší produkt. V případě zaorávání slámy, chrástu či dalších posklizňových zbytků je nutné započítat odběr pouze v hlavním produktu, odvezeném z pole.

Ztráty živin

Důležitým pojmem bilancování jsou i tzv. nevyhnutelné ztráty. Bilanční přebytek u dusíku totiž sestává z řady položek, jejichž řídicí procesy je obtížné kvantifikovat. Denitrifikace, vyplavení živin, eroze, povrchový odtok, únik čpavku a oxidů dusíku jsou přírodní

pochody, vyskytující se v ekosystému. I když jsou tyto ztráty změnami hospodaření neodstranitelné, lze je některými opatřeními minimalizovat (Vermeulen et al., 1998).

Materiál a metodika

Bilancování živin je sledováno již více než jedno desetiletí. Jejich výsledků je využíváno v různých oblastech zemědělského a environmentálního výzkumu. V rámci sledování toků živin jsou bilanční přebytky považovány za hlavní položku ztrát živin, zvláště dusíku. Zjištěné hodnoty představují důležité indikátory vztahů mezi zemědělstvím a životním prostředím, včetně jejich ekonomických aspektů. Pomocí bilancí lze porovnávat hospodaření se živinami mezi jednotlivými státy, regiony, zemědělskými podniky, způsoby hospodaření, osevními postupy apod. Výsledky bilancí slouží i jako kontrolní mechanismy.

V jednotlivých státech EU jsou v praxi používány různé systémy bilancování živin. Např. v Nizozemí je od roku 1998 zaveden systém MINAS (Mineralen aangifte systeem). Hlavním účelem je snížení ztrát živin. Jsou stanoveny přípustné bilanční přebytky a když je farmář překročí, platí zvláštní zvýšenou daň. Hodnoty byly nastaveny podle výsledků rozsáhlého monitoringu na 250 farmách v Nizozemí a budou se časem zpříšňovat. Vstupy a výstupy jsou počítány na úrovni celé farmy (faremní bilance).

Tabulka 3: Nejvýše přípustné bilanční přebytky faremní bilance v Nizozemí (metoda MINAS)

<i>(kg.ha⁻¹ z.p. ročně)</i>	1998	2000	2002	2005	2008/2010
P	17,5	15,3	13,1	10,9	8,7
N (orná půda)	175	150	125	110	100
N (louky a pastviny)	300	275	250	200	180

Eckert et al. (1999) navrhuji použít výsledku faremní bilance živin jako jednoho z kritérií hodnocení dodržování Zásad správné zemědělské praxe. Na straně výstupů lze tolerovat vedle exportu dusíku v tržních produktech i tzv. neodstranitelné emise čpavku (stáje, sklady a aplikace organických hnojiv) v rozmezí 0 - 50 kg N.ha⁻¹, v závislosti na zastoupení a počtech zvířat v zemědělském podniku. Přípustný rozsah bilance N se pak uvažuje v rozmezí -50 až +30 (50)

kg N.ha⁻¹, v závislosti na promyvnosti půd. V případě fosforu je to -15 až +15 kg P.ha⁻¹, pro draslík se uvádí přijatelné rozmezí -50 až +50 kg K.ha⁻¹.

Požadavek bilancování dusíku a fosforu, zejména při stanovování dávek hnojiv k jednotlivým plodinám a na straně vstupů ve stájových hnojivech, je rovněž zahrnut v Nitrátové směrnici EU (91/676/EEC). Tyto zásady musí být uplatněny v prováděcích směrnících jednotlivých zemí, včetně nově přijímaných členských států. Výsledky regionálních bilancí dusíku a fosforu a jejich časový vývoj jsou rovněž jedním z podkladů při vymezování tzv. zranitelných oblastí.

Pro kalkulaci bilance živin na plochách bazálního monitoringu bylo využito:

- **monitoringu zemědělských půd ÚKZÚZ**

Cílem monitoringu zemědělských půd je sledovat v čase, na stálých, dobře definovaných a reprezentativních lokalitách (pozorovací plochy - PP) stabilní soubor vlivů a půdních vlastností stabilním souborem měřících postupů. Pozorovací plochy splňují podmínky poměrného zastoupení hlavních genetických půdních typů a půdních druhů, zastoupení jednotlivých kultur, klimatických podmínek, kontaminace prostředí i rovnoměrného rozložení v rámci regionu.

- **monitoringu atmosférické depozice ÚKZÚZ**

Monitoring atmosférické depozice jednotné sítě organizací Ministerstva zemědělství, existuje od roku 1996 a je tvořen 160 pozorovacími plochami po celé republice.

- **lyzimetrických pozorování ÚKZÚZ (ztráty živin vymýváním z půdy)**

Lyzimetrické pozorování bylo zahájeno již v roce 1983 a od roku 1985 je prováděno pravidelné sledování v postupně budované síti lyzimetrických stanovišť. v současné době je vybudováno 17 stanovišť. Prostřednictvím lyzimetrického sledování je zjišťován rozsah kontaminace životního prostředí (zejména vod) chemickými látkami používanými v rostlinné výrobě. Umístění lyzimetrů maximálně respektuje přirozené půdní podmínky, srážkové a vodní poměry zkoumané lokality. Lyzimetry umožňují sledování pohybu vodorozpustných chemických látek v půdě ve zvolených horizontech. Tyto horizonty jsou jednotně stanoveny pro hloubku 20, 60, 80 cm. Pro stanovení ztrát vymýváním byl hodnocen obsah eluátu (průsak) z hloubky pouze 80 cm, protože eluát z této hloubky již prakticky nemůže být zpětně využíván kořenovým systémem rostlin.

Výsledky

Pro účely tohoto materiálu jsou všechny údaje přepočítány a uváděny výlučně v čistých živinách N, P, K, Mg, Ca - vyjádřeno v prvcích. Jednotkou plochy je jeden hektar (ha), hodnoceným obdobím jeden kalendářní rok

Anorganické a organické hnojení

Údaje o spotřebě průmyslových a organických (statkových) hnojiv udává tabulka 3.

Tabulka 3 Vývoj spotřeby průmyslových a organických hnojiv v průběhu let 1992-2002 na 1 ha zemědělské půdy za 1 rok (v kg/ha) na PP monitoringu zemědělských půd

rok sledování	počet pozor. míst	čisté živiny anorganického původu kg/ha					čisté živiny organického původu kg/ha				
		N	P	K	Mg	Ca	N	P	K	Mg	Ca
1992	104	68,77	31,43	37,17	0,22	20,43	25,05	7,69	26,41	2,23	17,35
1993	158	62,61	19,73	24,54	0,45	16,60	25,69	7,02	29,77	2,82	15,47
1994	153	68,28	21,00	20,25	4,58	36,45	31,75	9,65	30,97	4,36	21,96
1995	155	82,26	17,36	20,62	0,93	31,95	23,62	7,08	24,87	2,94	16,86
1996	157	76,59	17,43	19,58	1,48	16,98	22,58	6,39	25,17	3,59	15,81
1997	131	86,43	21,49	24,08	2,19	18,49	24,23	5,74	27,47	2,86	12,69
1998	145	81,92	18,58	24,77	1,82	16,50	28,98	7,04	32,97	3,05	16,00
1999	157	83,11	13,69	18,11	2,62	15,49	28,70	7,78	29,56	3,35	18,23
2000	153	76,95	11,56	17,33	0,70	8,50	32,53	8,28	36,72	3,30	19,18
2001	182	68,03	6,03	7,29	1,21	19,11	20,20	5,55	21,13	2,14	12,16
2002	162	69,78	4,28	5,61	1,12	7,29	27,25	7,41	29,16	3,47	16,15

Poznámka: Do hnojiv organického původu jsou započítány i recyklace organické hmoty (kaly ČOV, průmyslové komposty atd.)

Tabulka 4: Aplikace průmyslových a organických hnojiv v ČR kg č.ž./ha z.p. (pramen MZe ČR, 2001)

průmyslová hnojiva č.ž. na zem. půdě (4,1 mil ha)			průmyslová hnojiva č.ž. z. p. (podniky nad 60 ha půdy)		organická hnojiva hnojiva č.ž. na zem. půdě (4,1 mil ha)	
<i>ukazatel</i>	<i>1998</i>	<i>1999</i>	<i>ukazatel</i>	<i>1999</i>	<i>ukazatel</i>	<i>1999</i>
N	53,3	51,1	N	62,2	N	25,3
P	5,5	3,8	P	5,5	P	7,3
K	6,1	4,9	K	7,2	K	20,1

Hnojení minerálními dusíkatými a hořečnatými hnojivy v posledních letech mírně klesá, pokles však není příliš výrazný. Spotřeba minerálních fosforečných a draselných hnojiv poklesla od roku 1992 na jednu šestinu, u vápenatých hnojiv na jednu třetinu (na PP monitoringu zemědělských půd). Údaje o spotřebě minerálních hnojiv N, P, K odpovídají hodnotám prezentovaných MZe ČR. Podíl organických hnojiv se výrazně nemění, ovšem vzhledem k rapidnímu poklesu spotřeby minerálních hnojiv pochází více než 60% dodaného fosforu a téměř 80% draslíku z organických zdrojů. Průměrná spotřeba organických hnojiv podle sledování monitoringu zemědělských půd odpovídá údajům MZe ČR.

Odběry živin sklizněmi plodin

Údaje množství odebraných čistých živin rostlinou udává tabulka 5, odběrové koeficienty byly převzaty z polních pokusů ÚKZÚZ a komplexní metodiky výživy rostlin (Neuberg 1990).

Tabulka 5 Vývoj průměrného množství odebraných čistých živin rostlinou (hlavní i vedlejší produkt) v průběhu let 1992-2002 na PP monitoringu zemědělských půd

rok sledování	počet pozor. míst	čisté živiny odebrané rostlinou (hlavní produkt) - průměr kg/ha					čisté živiny odebrané rostlinou (vedlejší produkt) - průměr kg/ha				
		N	P	K	Mg	Ca	N	P	K	Mg	Ca
1992	66	91,08	15,96	53,35	8,74	30,05	5,51	0,88	11,20	1,46	0,00
1993	132	88,40	17,14	43,00	8,62	28,63	5,70	0,91	11,63	1,39	0,00
1994	132	88,10	16,68	42,71	8,58	26,94	5,31	0,85	10,88	1,59	0,00
1995	134	89,00	16,87	46,87	8,99	30,39	4,94	0,79	10,08	1,19	0,00
1996	130	87,17	17,28	41,10	8,76	27,69	6,00	0,96	12,37	1,67	0,00
1997	136	82,24	16,14	36,41	7,89	27,68	6,50	1,04	13,23	1,67	0,00
1998	138	93,31	17,61	45,06	9,64	32,53	5,67	0,91	11,90	1,10	0,00
1999	138	91,12	17,43	44,76	9,07	30,07	6,89	1,10	14,12	1,81	0,00
2000	153	90,45	17,09	47,90	9,42	28,77	5,70	0,91	11,62	1,37	0,00
2001	182	81,78	15,51	41,68	8,14	26,75	5,27	0,84	10,74	1,72	0,00
2002	162	82,14	16,05	39,94	9,49	25,57	8,98	2,02	16,84	1,73	1,37

Odběr živin rostlinami (hlavním i vedlejším produktem) vykazuje za celé sledované období spíše klesající tendenci (výrazněji se tento trend projevuje v posledních letech patrně jak reakce na zhoršující se zásobu živin v půdě), z praktického hlediska to znamená, že dochází k mírnému snižování hektarových výnosů.

Atmosférické spady

Data jsou převzata z monitoringu atmosférické mokré depozice. Uvedené hodnoty jsou průměrem posledních dvou let.

Tabulka 3 Průměrné množství čistých živin z atmosférických spadů na 1 ha zemědělské půdy za rok (v kg/ha)

rok	čisté živiny z atmosférických spadů - průměr kg/ha					č. ž. celkem
	N	P	K	Mg	Ca	
2001-2002	11,00	1,11	2,90	1,55	7,90	28,46

Dle údajů monitoringu mokré atmosférické depozice se do zemědělské půdy v ČR dostává asi 28 kg č. ž. z atmosférických spadů. Z hlediska hospodářské bilance živin mají největší význam imise dusíku s 15 kilogramy za rok, (což je téměř 1/4 dávky dusíku z průmyslových hnojiv,) ale ani imise ostatních sledovaných živin nejsou bezvýznamné

Tento přívod živin bude spíše vyšší, ovšem jeho další složky (suchá depozice či absorpce plynů půdou) jsou obtížně měřitelné. Z mnoha bilančních sledování i přesných měření vyplývá, že celkový přívod N z ovzduší do půdy může být až dvojnásobný proti obvykle měřené mokré depozici (Tlustoš et al., 1999).

Ztráty živin vymýváním z půdy

Hodnoty získané lyzimetrickým sledováním vykazují vysokou variabilitu výsledků vlivem rozdílné promyvnosti půd a zejména vlivem souhrnu srážek za sledované období. Na základě získaných údajů lze konstatovat zvýšené ztráty vápníku, vymývání ostatních živin se sice v mediánu jeví jako málo významné, ale jak ukazují naměřená maxima (tabulka 4), dochází i zde v konkrétních případech ke značným ztrátám živin a následným znečištěním povrchových vod.

Tabulka 4 Ztráty čistých živin vymýváním z půdy v kg/ha za rok

	<i>ztráty čistých živin vymýváním z půdy (kg/ha)</i>				
	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>K</i>	<i>Mg</i>	<i>Ca</i>
<i>median</i>	3,00	0,20	0,60	2,00	13,50
<i>minimum</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	0,00
<i>maximum</i>	148,50	13,50	32,70	45,70	225,30

Bilance živin

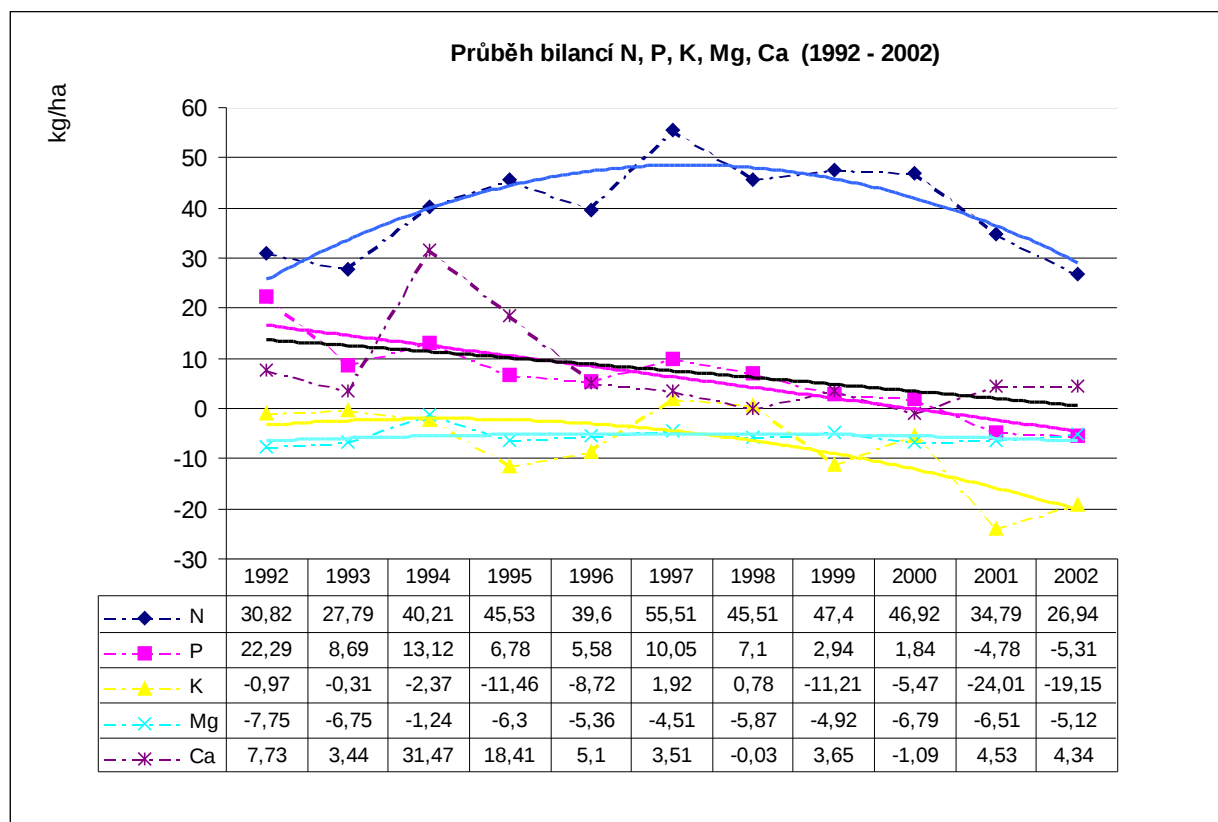
Bilance živin je kalkulace, jejímž výsledkem je roční difference mezi vstupy živin do půdy a výstupy živin opouštějící půdu. Na stranu vstupů byla zařazena minerální hnojiva, organická hnojiva, atmosférická depozice a biologická fixace N, na stranu výstupů odběry živin sklizněmi plodin. Hodnoty získané lyzimetrickým sledováním nebyly do bilancí zařazeny.

Tabulka 5 Vývoj bilancí čistých živin v průběhu let 1992-2002 v kg/ha za kalendářní rok

<i>rok sledování</i>	<i>počet pozor. míst</i>	<i>bilance čistých živin N, P, K, Mg, Ca (kg/ha)</i>				
		<i>N</i>	<i>P</i>	<i>K</i>	<i>Mg</i>	<i>Ca</i>
<i>1992</i>	104	30,82	22,29	-0,97	-7,75	7,73
<i>1993</i>	158	27,79	8,69	-0,31	-6,75	3,44
<i>1994</i>	153	40,21	13,12	-2,37	-1,24	31,47
<i>1995</i>	155	45,53	6,78	-11,46	-6,30	18,41
<i>1996</i>	157	39,60	5,58	-8,72	-5,36	5,10
<i>1997</i>	131	55,51	10,05	1,92	-4,51	3,51
<i>1998</i>	145	45,51	7,10	0,78	-5,87	-0,03
<i>1999</i>	157	47,40	2,94	-11,21	-4,92	3,65
<i>2000</i>	153	46,92	1,84	-5,47	-6,79	-1,09
<i>2001</i>	182	34,79	-4,78	-24,01	-6,51	4,53
<i>2002</i>	162	26,94	-5,31	-19,15	-5,12	4,34
<i>průměr</i>		40,09	6,21	-7,36	-5,56	7,37
<i>min průměru PP</i>		-256,00	-52,48	-262,88	-50,00	-276,71
<i>max průměru PP</i>		343,00	68,02	386,20	48,82	2000,00

Výsledky ukazují, že bilanční přebytek dusíku, fosforu vápníku se za sledované období postupně snižuje, v posledních dvou letech se již bilance fosforu stává slabě negativní, bilance draslíku a hořčíku vykazuje záporné hodnoty celé desetiletí (grafická příloha 1).

Grafická příloha 1 Průběh bilancí



Souhrn a závěr

Z výsledků sledování vyplývá :

- spotřeba minerálních dusíkatých hnojiv mírně klesá, spotřeba minerálních fosforečných a draselných hnojiv poklesla od roku 1992 na jednu šestinu,
- vstup organických hnojiv se drží stejné úrovně,
- mírné snížení výnosů plodin.

Zdánlivý protiklad rapidního poklesu spotřeby minerálních hnojiv a pouze mírného poklesu výnosů je možno vysvětlit např. hnojením N hnojiv k rozhodujícím plodinám na orné půdě na úkor trvalých travních porostů, odbouráním podzimního dusíkatého hnojení a přesnější

aplikaci hnojiv v několika dávkách v jarním období, čerpáním půdní zásoby fosforečných, draselných a vápenatých živin z minulých let , ale i využitím živin uvolněných zvětráváním půdotvorného substrátu;

- **bilanční přebytek dusíku se postupně snižuje**

Se zavedením nových odrůd a pěstitelských technologií se využitelnost dusíku přiváděného do půdy z různých zdrojů stále zvyšuje a tím klesají i ztráty této živiny do ovzduší a vod. Určitý bilanční přebytek na pokrytí tzv. neodstranitelných ztrát, způsobených přirozenou promyvností půd nebo výměnou plynů mezi půdou a ovzduším, je u dusíku nutný, zvláště v oblastech s vlhčím klimatem a lehčími půdami. Další snižování bilančního přebytku dusíku, např. omezením nezbytného hnojení, již většinou vede ke snižování výnosů plodin. Přitom se často snižuje i obsah N na jednotku produkce, takže výsledek bilance může být nakonec stejný, jako při vyšších, ale optimálně aplikovaných dávkách N-hnojiv.

- **v případě fosforu a draslíku a hořčíku je situace jiná**

Dlouhodobý bilanční deficit naznačuje čerpání živin z půdy, čímž se snižuje její úrodnost. Snahou by mělo být takové hospodaření se živinami, aby nedocházelo k jejich ztrátám, ohrožujícím jak ekonomiku zemědělského podniku, tak životní prostředí. Bilancování živin je vhodnou pomůckou, jak těmto negativním jevům předcházet.

Literatura

NEUBERG, J. ET AL.: *Komplexní metodika výživy rostlin*. Metodiky ÚVTIZ, 1990.

KLÍR, J.: *Bilancování rostlinných živin*. Studijní informace ÚZPI, 2002.

ČERMÁK, P. – SUŠIL, A.: *Porovnání vývoje agrochemických vlastností půd za období 1990-1992 , 1993-1998 a 1996-2001*. ÚKZÚZ, Brno, 2001.

Vývoj kyselosti orné půdy v kraji Vysočina v období 1990 – 2001

Ing. Karel Beránek, ÚKZÚZ, OAPVR Havlíčkův Brod

Půdní reakce jako základní ukazatel půdní úrodnosti přímo ovlivňuje řadu procesů agrochemického i biochemického charakteru a je v úzkém vztahu s obsahem přístupných živin v půdě, kvalitou humusu, půdní strukturou i s možným vlivem na vznik a hromadění toxických látek v půdě. Proto úprava a udržování příznivé půdní reakce představuje základní agrochemické opatření na úseku výživy rostlin.

Sledování půdní reakce se provádí systematicky v rámci agrochemického zkoušení zemědělských půd (AZP). Do roku 1980 sledování probíhalo v pětiletých cyklech, od roku 1981 do roku 1992 v cyklech tříletých, v současné době probíhá druhý šestiletý cyklus (1999-2004). ÚKZÚZ provádí každoroční průběžné hodnocení výsledků AZP, tzn. hodnotí se výsledky vždy za posledních 6 let (každý rok se prozkouší cca 1/6 výměry zemědělské půdy).

Tato zpráva porovnává výsledky rozborů půd v oblasti půdní reakce a to z tříletého cyklu 1990-1992 s šestiletým obdobím 1996-2001. V cyklu 1990-1992 bylo zastoupení kyselých půd s pH do 5,5 relativně nejmenší za celou dobu sledování v AZP (15,1 % orné půdy v průměru České republiky). Po tomto cyklu nastává zlom v dalším vývoji, tzn. dochází k postupnému nárůstu kyselých půd, jako důsledek výrazného snížení spotřeby vápenatých hnojiv v zemědělství. **Průměrná spotřeba vápenatých hmot v České republice činila v období 1981-1990 přes 2 miliony tun ve zboží ročně, v období 1992-2001 se pohybovala v rozmezí 205 000-323 000 tun** (tedy téměř desetinásobný pokles). K největšímu nárůstu kyselých půd došlo v okrese Pelhřimov (o 20,6 %) a v okrese Havlíčkův Brod (o 14,5 %). V okrese Jihlava se okyselování zatím projevilo ve skupině slabě kyselých půd (nárůst o 9,8 %).

Tabulka č. 1**Zastoupení kategorií půdní reakce v cyklu 1990-1992 a 1996-2001 (v % výměry)***kraj Vysočina; orná půda*

<i>okres</i>	<i>období</i>	<i>do 5,5</i>	<i>5,6-6,5</i>	<i>6,5-7,2</i>	<i>nad 7,2</i>
Havl.Brod	1990-1992	25,0	53,4	21,2	0,5
	1996-2001	39,1	54,2	6,6	0,2
Jihlava	1990-1992	29,5	49,0	20,5	0,9
	1996-2001	28,5	58,8	12,3	0,4
Pelhřimov	1990-1992	29,7	45,4	23,9	1,0
	1996-2001	50,3	43,9	5,4	0,3
Třebíč	1990-1992	16,6	42,9	37,8	2,7
	1996-2001	23,4	50,5	24,0	2,1
Žďár n.S.	1990-1992	15,4	45,9	35,8	2,8
	1996-2001	23,6	58,1	17,5	0,8
Česká republika	1990-1992	15,1	36,6	34,5	13,8
	1996-2001	19,5	42,0	25,4	13,1

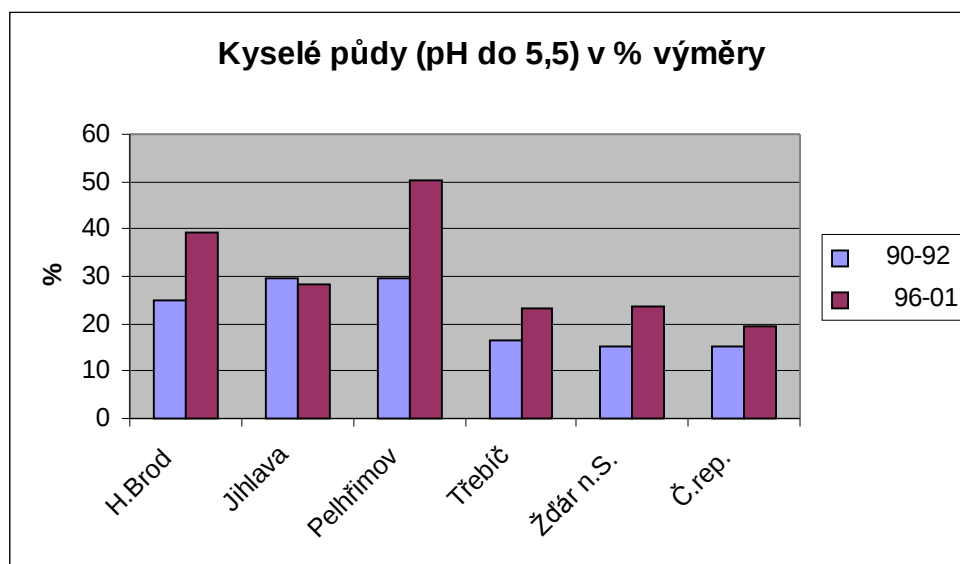
Dosud uvedené údaje se týkají orné půdy; u trvalých travních porostů, jejichž výměra činí v kraji Vysočina cca 13 % přezkoušené zemědělské půdy, je zastoupení kyselých půd vyšší a pohybuje se v rozmezí od 39,4 % v okrese Žďár n. S. do 55,14 % v okrese Pelhřimov (týká se období 1996-2001).

V závislosti na tomto nárůstu kyselých půd došlo i ke zhoršení průměrných hodnot pH. **Vážený průměr u orné půdy** se tak posunul v okrese Pelhřimov z hodnoty pH 6,0 (1990-92) na hodnotu 5,6 (1996-2001), nejmenší změna byla v okrese Jihlava (z 5,9 na 5,8). Přehled změn průměrných hodnot pH je uveden v tab.2.

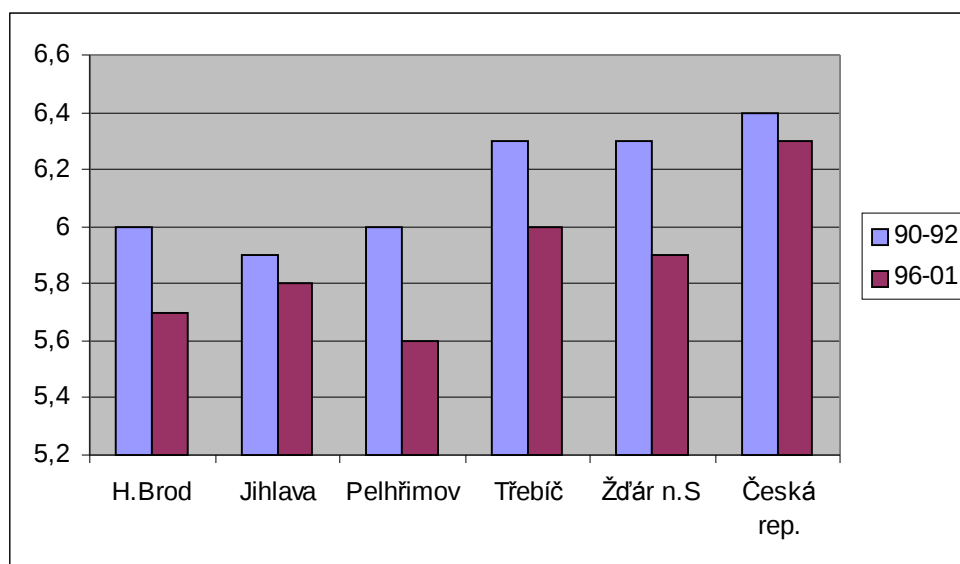
Tabulka č. 2 Změny průměrných hodnot pH

<i>Cyklus AZP</i>	<i>Havlíčkův Brod</i>	<i>Jihlava</i>	<i>Pelhřimov</i>	<i>Třebíč</i>	<i>Žďár nad Sáz.</i>	<i>Česká republika</i>
1990-1992	6,0	5,9	6,0	6,3	6,3	6,4
1996-2001	5,7	5,8	5,6	6,0	5,9	6,3

Graf 1 Zastoupení kyselých orných půd v okresech kraje Vysočina



Graf 2 Změny průměrných hodnot pH



Z uvedených výsledků je zřejmé, že vlivem déletrvající nedostatečné intenzity vápnění dochází již k výraznému zvyšování kyselosti půd a to zvláště v oblastech s méně příznivými půdními a povětrnostními podmínkami (lehčí, propustné půdy a vyšší srážky). Z tohoto důvodu by vápnění mělo být v následujícím období považováno za základní agrochemické opatření. Největší pozornost by samozřejmě měla být věnována pozemkům s nejvyšší kyselostí, přičemž dávky by měly vycházet z doporučení výsledků agrochemických rozborů

půd. Zde je vhodné též připomenout, že **na vápnění zemědělských pozemků s pH do 5,5 je poskytována finanční podpora v rámci „ podpůrných programů na podporu zemědělských aktivit zaměřených na ochranu složek životního prostředí v zemědělství“.**

Závěrem je třeba znovu zopakovat, že vápnění má široké spektrum příznivých vlivů jak na úrodnost půdy tak i ekologických, a současně si uvědomit, že pokud se nezačne řešit tato nepříznivá situace co nejdříve, budou potom náklady na zlepšení stavu výrazně vyšší.